



Lars Germershausen

Auswirkungen der Landnutzung auf den
Schwermetall- und Nährstoffhaushalt in der
Innersteaue zwischen Langelsheim und Ruthe

2013
Band 1

Hildesheimer Geographische Studien

ISBN 978-3-00-044568-2

INHALT

S. 1 – 123

Lars Germershausen

Auswirkungen der Landnutzung auf den Schwermetall- und Nährstoffhaushalt
in der Innersteaue zwischen Langelsheim und Ruthe.

Dissertation, Universität Hildesheim.

Herausgeber / Editor-in-Chief

Martin Sauerwein

Mitherausgeber / Co-Editors

Bruchmann, Ines

Germershausen, Lars

Herrmann, Nico

Jung-Dahlke, Christine

Panzer-Krause, Sabine

Universität Hildesheim

Institut für Geographie

Marienburger Platz 22

D-31141 Hildesheim

www.uni-hildesheim.de/geographie

ISSN 978-3-00-044568-2

Bezug:

Selbstverlag des Instituts für Geographie

Universität Hildesheim

Marienburger Platz 22

D-31141 Hildesheim

Tel. +49.5121.883.40700

Fax. +49.5121.883.40701

susanne.ohlendorf@uni-hildesheim.de

Auswirkungen der Landnutzung auf den Schwermetall- und Nährstoffhaushalt in der Innersteaue zwischen Langelsheim und Ruthe

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum naturalium
(Dr. rer. nat.)

Fachbereich 4
Stiftung Universität Hildesheim
Institut für Geographie

vorgelegt von
Dipl.-Geogr. Lars Germershausen
geb. am 02.12.1978 in Göttingen

Gutachter:

1. Univ.-Prof. Dr. rer. nat. habil. Martin Sauerwein (Universität Hildesheim)
2. Univ.-Prof. Dr. rer. nat. habil. Gerhard Gerold (Universität Göttingen)

Tag der Disputation: 24. Juni 2013

Zusammenfassung

Die Gewinnung von Erzen in Bergbaugebieten hat häufig eine Kontamination der nahe gelegenen Flussauen mit Schwermetallen zur Folge. Mit Schwermetallen belastete Sedimente werden während Niederschlags- und Hochwasserereignissen aus Bergbauhalden ausgespült und flussabwärts transportiert. Bei abnehmender Fließgeschwindigkeit kommt es zur Akkumulation der Schwebstoffe im Flussbett und auf den Auenböden. Durch folgende Hochwasserereignisse kann es zu einem weiteren Transport kommen.

Die Innersteaue ist durch die Folgen des historischen Erzbergbaus im Oberharz stark mit Schwermetallen kontaminiert. Im Zusammenhang mit dem Bergbau und seinen Folgen wurden viele bauliche Maßnahmen, wie z.B. Flussbegradigungen, an der Innerste durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über ca. 67 km im nordwestlichen Harzvorland, zwischen dem nördlichen Rand des Harzes und der Mündung der Innerste in die Leine.

Ziel der Untersuchung ist die Erfassung des Einflusses verschiedener Landnutzungsarten auf den Schwermetall- und Nährstoffhaushalt in den Böden der Innersteaue. Unterschieden werden die Einflüsse von landwirtschaftlicher Nutzung, Siedlungsbereichen und Naturschutzgebieten.

Im Untersuchungsgebiet wurden elf Transekte quer zum Flussverlauf festgelegt. Entlang der Transekte wurden beidseitig der Innerste Bodenprofile in einer Distanz von 2-5 m zum Ufer und auf der Hälfte der Ausdehnung der Aue angelegt. Die Analysen der Bodenproben umfassten die Bestimmung pedologischer Grundparameter, der Gesamtgehalte sowie der pflanzenverfügbaren Anteile ausgewählter Schwermetalle und der Nährstoffgehalte. Die Ergebnisse wurden mit Hilfe von Korrelationsanalysen (nach Spearman) und einem nichtparametrischen Test (Kruskal-Wallis-Test) ausgewertet.

Die Mobilität der Schwermetalle in den Böden des Untersuchungsgebietes ist, u.a. aufgrund der pH-Werte im neutralen Bereich, als sehr gering einzustufen. Auch die vorliegenden Analyseergebnisse der pflanzenverfügbaren Anteile weisen darauf hin.

Die Untersuchungsergebnisse zeigen vorwiegend extrem hohe Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gesamtgehalte, die in Richtung der Mündung abnehmen. Die Blei- und Cadmiumgehalte der Oberböden in Flussnähe sinken beispielsweise von 11.000 mg/kg[TS] am Rand des Harzes auf 1.000 mg/kg[TS] in der Nähe der Mündung. Die Ergebnisse der Korrelationsanalysen weisen auf einen starken Zusammenhang mit den Folgen des Erzbergbaus hin. Trotz der Abnahme der Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Konzentrationen entlang des Längsprofils der Innerste ergibt sich eine immense Überprägung der Gehalte, die ohne die Folgen des Bergbaus zu erfassen wären. Einflüsse der Landnutzung sind nicht mehr zu erkennen. Da die Elemente Cr und Ni nicht in dem Maße mit dem Erzbergbau in Verbindung zu bringen sind, sollten die Auswirkungen der unterschiedlichen Landnutzungsarten anhand dieser Schwermetalle erfasst werden. Die Testergebnisse weisen aber keine signifikanten Differenzen zwischen den Landnutzungen auf. Tendenziell lässt sich eine Anreicherung von Cr im Bereich der Naturschutzgebiete und von Ni in Siedlungsbereichen erkennen. Unterstützend werden die Analyseergebnisse der Nährstoffgehaltsbestimmungen hinzugezogen.

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die Landnutzungen auf die Konzentrationen bergbauinduzierter Schwermetalle in den Böden der Innersteaue keinen sichtbaren Effekt ausüben. Die Konzentrationen anderer Schwermetalle (Cr und Ni) lassen demgegenüber tendenziell Auswirkungen erkennen. Ein signifikanter Beleg müsste durch kleinräumig angelegte Folgeuntersuchungen erfolgen.

Schlüsselwörter: Schwermetalle, Auenböden, Landnutzung, Bergbau, Harz

Abstract

Ore mining is one of the major reasons for increased concentrations of heavy metals in floodplains. Heavy metals are released from decommissioned mine dumps and transported during flood events. The result is an enrichment of heavy metals in floodplain sediments located downriver. Contaminated floodplain deposits are strongly affected by remobilization, transfer and deposition downriver during following flood events.

Due to mining activities in the northern Harz Mountains heavy metals were enriched in the floodplain deposits of the Innerste. In connection with the progressing mining industry the river was subject to river engineering measures since the 16th century. The investigated river section between the northern margin of the Harz Mountains and the mouth into the river Leine has a length of approximately 67 km.

The major goal of the study is to investigate the effect of different land use on the heavy metal and nutrient budget of soils in the floodplain of the Innerste. Captured kinds of land use include agricultural areas, residential areas and nature reserves.

Eleven transects across the river were defined at locations characterized by different land use. Soil samples were taken along these transects with a 2-5 m distance to the riverbank and half the expansion of the floodplain. Applied methods include the analysis of basic pedologically parameters, total content and soluble fractions of heavy metals and nutrients. Correlation analysis (by Spearman) and nonparametric tests (Kruskal-Wallis-Test) were carried out to evaluate the results.

The results suggest that the mobility of heavy metals in the soils of the study area is low. This is also indicated by contents of the plant available fraction of heavy metals.

Results also show that most Cu, Zn, Pb and Cd total contents are significant above average in the floodplain and in general decrease from south to north within the study area. For example total contents of lead in short distance to the river decrease from 11.000 mg/kg at the margin of the Harz Mountains to 1.000 mg/kg next to the mouth of the Innerste. Results of correlation analysis show a strong relationship between Cu, Zn, Pb and Cd and effects of the former mining industry. Due to the high contents of Cu, Zn, Pb and Cd there is no possibility to discover land use effects on the element budget of these heavy metals in the floodplain sediments. Cr and Ni contents within the soils of the study area are not influenced by mining activities. Therefore these elements are useful to investigate effects of land use. The results of nonparametric tests do not show significant impacts of different kinds of land use. But the results suggest trends of Cr enrichment in soils of nature reserves and increased Ni contents in soils of settlement areas. Results of nutrient content analysis were included in the investigation.

The investigations have shown that there is no recognizable effect of land use on heavy metal concentrations influenced by mining activities in the floodplain of the Innerste. In contrast the contents of other heavy metals (Cr and Ni) reveal trends of impacts. Because there is no significant evidence for the trends further studies in smaller spatial units are suggested.

Key words: heavy metals, alluvial soils, land use, mining industry, Harz Mountains

Inhalt

Zusammenfassung	I
Abstract	II
Inhalt	III
Abbildungen	VI
Tabellen	VIII
Abkürzungen und Einheiten	IX
Danksagung	XI
1 Einleitung und Problemstellung	1
2 Stand der Forschung	3
2.1 Schwermetalle.....	5
2.2 Historische Entwicklung des Bergbaus im Oberharz.....	6
3 Das Untersuchungsgebiet	7
3.1 Geologie des Untersuchungsgebietes.....	9
3.1.1 Der Harz	11
3.1.2 Das nördliche Harzvorland.....	12
3.2 Klima im Untersuchungsgebiet	13
3.3 Landnutzung im Untersuchungsgebiet	14
4 Methodik	18
4.1 Auswahl der Beprobungsstandorte	18
4.2 Laboranalysen	19
4.2.1 Korngrößenanalyse.....	19
4.2.2 pH-Wert	20
4.2.3 Elektrische Leitfähigkeit.....	20
4.2.4 Glühverlust.....	20
4.2.5 Kalkgehalt	20
4.2.6 Schwermetallgehalte	21
4.2.6.1 Königswasser-Extraktion	21
4.2.6.2 Ammoniumnitrat-Extraktion (Schwermetalle).....	21
4.2.7 Nährstoffgehalte (Kationenaustauschkapazität).....	21
4.3 Statistische Verfahren	22
4.3.1 Linearer Trend	22
4.3.2 Korrelation (nach Spearman).....	22
4.3.3 Boxplots	23
4.3.4 Kruskal-Wallis-Test	24
4.4 Methodische Fehler	24
4.4.1 Methodische Fehler im Gelände	24
4.4.2 Methodische Fehler im Labor.....	24
5 Transekte und Bodenprofile	24
5.1 Transekt „Langelsheim“ (LAN)	26
5.2 Transekt „Palandsmühle“ (PAL)	26

5.3 Transekt „Othfresen“ (OTH).....	26
5.4 Transekt „Baddeckenstedt“ (BAD).....	27
5.5 Transekt „Grasdorf“ (GRA).....	27
5.6 Transekt „Heinde“ (HEI).....	28
5.7 Transekt „Am roten Steine“ (ROT).....	29
5.8 Transekt „Steuerwald“ (STE).....	30
5.9 Transekt „Hasede“ (HAS).....	30
5.10 Transekt „Ahrbergen“ (AHR).....	31
5.11 Transekt „Sarstedt“ (SAR).....	31
6 Ergebnisse	32
6.1 Längsprofile.....	33
6.1.1 pH-Werte im Längsprofil.....	33
6.1.2 CaCO ₃ -Gehalte im Längsprofil.....	34
6.1.3 Elektrische Leitfähigkeitswerte im Längsprofil.....	36
6.1.4 Gehalte organischer Substanz im Längsprofil.....	38
6.1.5 Schwermetallgehalte im Längsprofil.....	39
6.1.5.1 Chrom (Cr).....	40
6.1.5.2 Kupfer (Cu).....	41
6.1.5.3 Nickel (Ni).....	42
6.1.5.4 Zink (Zn).....	44
6.1.5.5 Blei (Pb).....	45
6.1.5.6 Cadmium (Cd).....	47
6.1.5.7 Zusammenfassung: Schwermetalle im Längsprofil.....	48
6.1.6. Eisen- und Aluminiumgehalte im Längsprofil.....	48
6.1.7 Nährstoffe im Längsprofil.....	51
6.1.7.1 Calcium (Ca).....	51
6.1.7.2 Magnesium (Mg).....	52
6.1.7.3 Natrium (Na).....	52
6.1.7.4 Kalium (K).....	53
6.1.7.5 Zusammenfassung: Nährstoffe im Längsprofil.....	54
6.2 Querprofile/Transekte.....	54
6.2.1 Transekt „Langelsheim“ (LAN).....	55
6.2.2 Transekt „Palandsmühle“ (PAL).....	56
6.2.3 Transekt „Othfresen“ (OTH).....	59
6.2.4 Transekt „Baddeckenstedt“ (BAD).....	61
6.2.5 Transekt „Grasdorf“ (GRA).....	63
6.2.6 Transekt „Heinde“ (HEI).....	65
6.2.7 Transekt „Roter Stein“ (ROT).....	68
6.2.8 Transekt „Steuerwald“ (STE).....	70
6.2.9 Transekt „Hasede“ (HAS).....	72
6.2.10 Transekt „Ahrbergen“ (AHR).....	74
6.2.11 Transekt „Sarstedt“.....	78
6.2.12 Zusammenfassung: Schwermetall- und Nährstoffgehalte in den Querprofilen.....	80
6.3 Korngrößenverteilung.....	80
6.4 Pflanzenverfügbare Schwermetallfraktionen.....	83

7 Diskussion und Schlussfolgerungen	84
7.1 Die Mobilität der Elemente im Boden	85
7.1.1 Der Einfluss des pH-Wertes	85
7.1.2 Bindung an organischen Substanzen und Tonmineralen	88
7.1.3 Der Einfluss von Eisenoxiden	91
7.1.4 Ökologische Relevanz der Schwermetalle in den Böden der Innersteaue	92
7.2 Charakterisierung der Schwermetalle in der Innersteaue	93
7.3 Die Verteilung der Schwermetall- und Nährstoffgehalte in den Böden der Innersteaue	94
7.4 Der Einfluss der Landnutzung auf den Schwermetall- und Nährstoffhaushalt der Böden	96
7.4.1 Schwermetallkonzentrationen gegliedert nach Landnutzung	96
7.4.2 Bewertung des Einflusses der Landnutzung (Kruskal-Wallis-Tests)	100
7.5 Auswirkungen der Landnutzung auf die Cr- und Ni-Gehalte	103
7.5.1 Fallbeispiel: Innersteaue im Bereich Hildesheim	104
8 Fazit und Ausblick	108
8.1 Ausblick	110
Literatur	112
Anhang (CD)	123

Abbildungen

Abb. 1.1: Hypothese 1 – Einfluss der Landnutzung auf die beiden erfassten Schwermetallgruppen	2
Abb. 1.2: Hypothese 2 – Auswirkungen der Landnutzung auf die erfassten Cr- und Ni-Konzentrationen in den Böden der Innersteaue.	3
Abb. 3.1: Höhenprofil der Innerste im Untersuchungsgebiet (Datenquelle: LGN 2005)	8
Abb. 3.2: Verlauf der Innerste im Untersuchungsgebiet	8
Abb. 3.3: Ausschnitt aus der digitalen Geologischen Übersichtskarte 1:500.000.....	10
Abb. 3.4: Geologische Übersichtskarte Harz	11
Abb. 3.5: Erzlagerstätten des Harzes.....	12
Abb. 4.1: Häufigkeitsverteilungen der Gesamtgehalte [mg/kg] von Nickel und Kupfer	22
Abb. 4.2: Aufbau eines Boxplots (nach WALSER 2011)	23
Abb. 5.1: Lage der Transekte im Untersuchungsgebiet	25
Abb. 5.2: Ausschnitt aus dem Bodenprofil BAD02	27
Abb. 5.3: Ausschnitt aus dem Bodenprofil HEI01.....	29
Abb. 5.4: Bodenprofil HEI02	29
Abb. 6.1: pH-Werte der A- und M-Horizonte im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.	33
Abb. 6.2: pH-Werte der A- und M-Horizonte im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.	34
Abb. 6.3: Kalkgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.	35
Abb. 6.4: Kalkgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.	36
Abb. 6.5: Elektrische Leitfähigkeit in den A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.....	37
Abb. 6.6: Elektrische Leitfähigkeit in den A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.....	37
Abb. 6.7: Gehalte organischer Substanz in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.....	38
Abb. 6.8: Gehalte organischer Substanz in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.....	39
Abb. 6.9: Chromgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.	40
Abb. 6.10: Chromgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.	41
Abb. 6.11: Kupfergehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.	42
Abb. 6.12: Kupfergehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.	42
Abb. 6.13: Nickelgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.	43
Abb. 6.14: Nickelgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.	43
Abb. 6.15: Zinkgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.	44
Abb. 6.16: Zinkgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.....	45

Abb. 6.17: Bleigehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.....	45
Abb. 6.18: Bleigehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.....	46
Abb. 6.19: Cadmiumgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.....	47
Abb. 6.20: Cadmiumgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.....	48
Abb. 6.21: Eisengehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.....	49
Abb. 6.22: Eisengehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.....	49
Abb. 6.23: Aluminiumgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.....	50
Abb. 6.24: Aluminiumgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.....	50
Abb. 6.25: Calciumgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.....	51
Abb. 6.26: Magnesiumgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.....	52
Abb. 6.27: Magnesiumgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.....	53
Abb. 6.28: Kaliumgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil.....	54
Abb. 6.29: Schematische Darstellung zur Lage und Bezeichnung der Bodenprofile in den Transekten (Querprofilen).....	54
Abb. 6.31: Schwermetall- und Nährstoffkonzentrationen in den A- und M-Horizonten des Transektes PAL.....	58
Abb. 6.32: Schwermetallkonzentrationen in den A- und M-Horizonten des Transektes OTH.....	60
Abb. 6.33: Schwermetall- und Nährstoffkonzentrationen in den A- und M-Horizonten des Transektes BAD.....	62
Abb. 6.34: Schwermetallkonzentrationen in den A- und M-Horizonten des Transektes GRA.....	64
Abb. 6.35: Schwermetall- und Nährstoffkonzentrationen in den A- und M-Horizonten des Transektes HEI.....	67
Abb. 6.36: Schwermetallkonzentrationen in den A- und M-Horizonten des Transektes ROT.....	69
Abb. 6.37: Schwermetallkonzentrationen in den A- und M-Horizonten des Transektes STE.....	71
Abb. 6.38: Schwermetallkonzentrationen in den A- und M-Horizonten des Transektes HAS.....	73
Abb. 6.39: Schwermetall- und Nährstoffkonzentrationen in Bodenproben der A- und M-Horizonte des Transektes AHR.....	77
Abb. 6.40: Schwermetallkonzentrationen in Bodenproben der A- und M-Horizonte des Transektes SAR.....	80
Abb. 7.1: Schwermetallgesamtgehalte in den A-Horizonten der Böden der Innersteaue gegliedert nach Landnutzung.....	97
Abb. 7.2: Schwermetallgesamtgehalte in den M-Horizonten der Böden der Innersteaue gegliedert nach Landnutzung.....	98
Abb. 7.3: Gesamtgehalte (in mg/kg [TS]) ausgewählter Schwermetalle in Oberböden der Innersteaue.....	99
Abb. 7.4: Untersuchungsgebiet im Raum Hildesheim.....	104

Abb. 7.5: Cr-Gesamtgehalte in den flussnahen Bodenprofilen des Untersuchungsgebietes in Hildesheim und Umgebung.	105
Abb. 7.6: Ni-Gesamtgehalte in den flussnahen Bodenprofilen des Untersuchungsgebietes in Hildesheim und Umgebung.	106

Tabellen

Tab. 3.1. Mittlere Monatstemperaturen im Referenzzeitraum 1971-2000...	14
Tab. 3.2. Mittlere Monatsniederschläge im Referenzzeitraum 1971-2000.....	14
Tab. 6.1. Pflanzenverfügbare Schwermetallgehalte ausgewählter Bodenproben.....	84
Tab. 7.1. Korrelation von pH-Werten und Schwermetallgesamt- und Nährstoffgehalten	87
Tab. 7.2. Korrelation von Al-Gesamtgehalten und Schwermetallgesamt- sowie Nährstoffgehalten ...	88
Tab. 7.3. Korrelation von Bodenarten und Schwermetallgesamt- und Nährstoffgehalten	89
Tab. 7.4. Korrelation Gehalte org. Substanz (OS) und Schwermetallgesamt- und Nährstoffgehalten ...	90
Tab. 7.5. Korrelation Fe-Gehalte und Schwermetallgesamt- und Nährstoffgehalten	91
Tab. 7.6. Anteile der mobilen Fraktionen an den Gesamtgehalten der Schwermetalle.....	92
Tab. 7.7. Korrelationen der Schwermetallgesamtgehalte	93
Tab. 7.8. Ergebnisse des nichtparametrischen Kruskal-Wallis-Test zur Verteilung der Schwerme- tallgesamtgehalte bezogen auf die Landnutzung in den A- und M-Horizonten.....	101
Tab. 7.9. Ergebnisse des nichtparametrischen Kruskal-Wallis-Test zur Verteilung der Nährstoffgehalte bezogen auf die Landnutzung in den A- und M-Horizonten.	102

Abkürzungen und Einheiten

Abkürzungen (Text)

AAS	Atomadsorptions- spektrometer
Abb.	Abbildung
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- Verordnung
BNatSchG	Bundes-Naturschutzgesetz
ca.	circa
et al.	et alii/aliae – lat. für „und andere“
Kap.	Kapitel
LABO	Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz
LBEG	Landesamt für Bergbau, Ener- gie und Geologie
LGN	Landesvermessung und Geo- basisinformationen Nieder- sachsen
n. Chr.	nach Christi Geburt
NLWKN	Niedersächsischer Landesbe- trieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
NMU	Niedersächsisches Ministeri- um für Umwelt, Energie und Klimaschutz
OS / OM	organische Substanz / Masse
Tab.	Tabelle
u.a.	unter anderem
ü. NN	über Normalnull
vgl.	vergleiche
z.B.	zum Beispiel

Transekte

LAN	Transekt „Langelsheim“
PAL	Transekt „Palandsmühle“
OTH	Transekt „Othfresen“
BAD	Transekt „Baddeckenstedt“
GRA	Transekt „Grasdorf“
HEI	Transekt „Heinde“
ROT	Transekt „Roter Stein“
STE	Transekt „Steuerwald“
HAS	Transekt „Hasede“
AHR	Transekt „Ahrbergen“
SAR	Transekt „Sarstedt“

Chemische Symbole

Al	Aluminium
Ca	Calcium
Cd	Cadmium
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
Fe	Eisen
K	Kalium
Mg	Magnesium
Mn	Mangan
Na	Natrium
Ni	Nickel
Pb	Blei
Zn	Zink
CaCO ₃	Calciumcarbonat
HCl	Salzsäure
HNO ₃	Salpetersäure
NH ₄ NO ₃	Ammoniumnitrat
OH	Hydroxidion

Einheiten

mg	Milligramm
g	Gramm
kg	Kilogramm
ml	Milliliter
l	Liter
m ³	Kubikmeter
cm	Zentimeter
m	Meter
km	Kilometer
km ²	Quadratkilometer
ha	Hektar
Mio.	Millionen
μS	Mikrosiemens
%	Prozent
N	Stichprobenanzahl
EC	electrical conductivity
TS	Trockensubstanz

Bodenarten

gS	Grobsand
mS	Mittelsand
fS	Feinsand
gU	Grobschluff
mU	Mittelschluff
fU	Feinschluff
T	Ton

Horizontsymbole (nach SPONAGEL et al., 2005)

Hauptsymbole

A	Oberbodenhorizont
B	Unterbodenhorizont
C	Untergrundhorizont
G	semiterrestrischer Bodenhorizont mit Grundwassereinfluss
L	nicht und wenig zersetzte Pflanzensubstanz
M	Bodenhorizont aus sedimentiertem, holozänem, humosem Solummaterial
O	stark zersetzte Pflanzensubstanz
S	Unterbodenhorizont mit Stauwassereinfluss

Anthropogene Merkmale

a	Auendynamik
f	fossil
j	anthropogen umgelagertes Natursubstrat
l	Lockersubstrat

Pedogene Merkmale

c	Carbonat
d	dicht (wasserstauend)
f	vermodert
h	humos
i	initial
o	oxidiert
p	gepflügt
r	reduziert
w	stauwasserleitend / zeitweilig grundwassererfüllt

Danksagung

Obwohl die konzeptionellen Abläufe von wissenschaftlichen Forschungsprozessen immer sehr ähnlich aussehen, kann es in den unterschiedlichsten Phasen zu Problemen jeglicher Art kommen, die den Prozess ins Stocken geraten lassen. In diesen Fällen kommen Helfer ins Spiel, die bei der Problemlösung tatkräftige Unterstützung leisten. Bei der Anfertigung meiner Dissertation konnte auch ich auf die Hilfe und den Rat verschiedener Personen zurückgreifen.

Mein besonderer Dank gilt meinem Doktorvater Herrn Prof. Dr. M. Sauerwein für die Betreuung des Promotionsprojekts, die Begutachtung der Dissertation, die fachliche Beratung sowie die Bereitstellung aller Mittel, die für die erfolgreiche Durchführung dieses Projektes benötigt wurden. Weiterhin danke ich den Mitgliedern der Prüfungskommission, Herrn Prof. Dr. G. Gerold, in seiner Funktion als Zweitgutachter, Herrn Prof. Dr. H. Kierdorf, als Vorsitzenden der Prüfungskommission, und Frau Dr. C. Jung-Dahlke für die Bereitschaft sich dieser Aufgabe zu widmen.

Die Laboranalysen wurden hauptsächlich im Umweltlabor der Universität in Hildesheim durchgeführt. Mein Dank gilt hier vor allem Frau T. Fischer, die mir immer kompetent mit Rat und Tat zur Seite gestanden hat.

Vielen Dank möchte ich auch den studentischen Hilfskräften aussprechen, die mich bei der Arbeit in Gelände und Labor tatkräftig unterstützt haben. Ganz besonders möchte ich Herrn T. Kalka hervorheben, der eine außerordentlich große Hilfe bei den Geländearbeiten war.

Moralischen Beistand bekam ich, speziell in der arbeitsintensiven Schlussphase, von meiner Partnerin Diana, die mir in stressigen Situationen den Rücken freigehalten und somit auf ihre Weise zum Gelingen dieser Dissertation beigetragen hat.

In der Hoffnung niemanden vergessen zu haben, gilt mein letzter und größter Dank meinen Eltern, die mir in jeder Lebenslage beiseite gestanden und mich auch in meiner akademischen Laufbahn jederzeit motivierend unterstützt haben. Wann immer nötig, konnte ich mich auf ihre Hilfe verlassen. Aus diesem Grund ist diese Arbeit meinen Eltern gewidmet.

Hildesheim, im April 2013.

1 Einleitung und Problemstellung

Flussauen können durch die vielen Einflüsse, die auf sie einwirken, relativ kurzzeitigen Veränderungen in den Standorteigenschaften unterliegen (STAHR ET AL. 2012). Hochwasserereignisse tragen dazu im Besonderen bei, weil sie eine ständige Zufuhr und Akkumulation allochthoner Sedimente auf der Bodenoberfläche ermöglichen (GRUNEWALD 1997). Die Flussaue der Innerste bildet diesbezüglich keine Ausnahme. Mit der Schwebfracht in dem Fluss gelangen bei einem Hochwasser allerdings Stoffe in die Auenböden, die bei übermäßiger Anreicherung durchaus toxische Wirkungen auf Pflanzen, Tiere und Menschen ausüben können (HILDENBRAND ET AL. 1996; TÜRK 2005). Es handelt sich hierbei um Schwermetalle, insbesondere Kupfer (Cu), Zink (Zn), Blei (Pb) und Cadmium (Cd), die durch die Bergbauaktivitäten im Harz und deren Folgen freigesetzt wurden (KNOLLE 2009). Die Hochphase des Oberharzer Bergbaus ist dem 16. Jahrhundert zuzuordnen (LIESSMANN 2010). Zerkleinertes Restgestein und Abfälle der Verhüttung (Schlacken) wurden auf Halden abgelagert (WIEGAND 2005), die sich aufgrund der Lage der Pochwerke und Metallhütten in Flussnähe befanden (TÜRK 2005). Die Pochwerke dienten der Zerkleinerung des gewonnenen Gesteins zur Weiterverarbeitung (LIESSMANN 2010).

Durch Niederschläge und Überflutungen wurden die schwermetallhaltigen Sedimente aus den Halden ausgespült und flussabwärts transportiert, wo Teile der Schwebfracht an den Ufern der Innerste abgelagert wurden (GÄBLER & SCHNEIDER 2000). Eine erneute Resuspension und Umlagerung durch folgende Hochwasserereignisse ist nicht selten (EGGERS 1996; MIEHLICH 2000).

Der Gefährdung des Menschen durch die Schwermetallkontamination in den Böden hat sich der Landkreis Goslar durch Ausweisung eines Bodenplanungsgebietes im Jahr 2001 gewidmet (DAUNERT ET AL. 2010). Stadt und Landkreis Hildesheim folgten diesem Beispiel, so dass heute die aktuellen Bodenplanungsverordnungen von Stadt und Landkreis Hildesheim, jeweils von 2008, und dem Landkreis Goslar von 2011 vorliegen (LANDKREIS HILDESHEIM 2008; STADT HILDESHEIM 2008; LANDKREIS GOSLAR 2011). In den Verordnungstexten werden, neben der Festlegung der Grenzen, u.a. Prüf- und Vorsorgewerte ausgegeben, Maßnahmen für die Sanierung besonders sensibler Bereiche (z.B. Kinderspielflächen) und der Umgang mit kontaminiertem Boden geregelt sowie Verzehrs- und Anbauempfehlungen gegeben (LANDKREIS HILDESHEIM 2008; STADT HILDESHEIM 2008; LANDKREIS GOSLAR 2011).

Die Aktualität dieser Verordnungen soll aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass die Problematik der schwermetallkontaminierten Schwebfracht der Innerste erst in den letzten Jahrzehnten erkannt wurde. Schon MEYER (1822) und GEBAUER (1919) berichteten über die Auswirkungen abgelagerter Sedimente aus dem Harz, wie folgendes Zitat belegt:

„Der Innerstefluss ist bis auf den heutigen Tag das Schreckenskind von Stift und Stadt Hildesheim geblieben, teils weil er oftmals unversehens seine Uferlandschaft weithin überflutet, mehr aber noch, weil er bei solcher Gelegenheit den gefürchteten Pochsand mit sich schleppt und auf Wiesen und Feldern ablagert“ (GEBAUER 1919: 241).

Flussauen unterliegen in der Regel unterschiedlichen anthropogenen Nutzungen (MIEHLICH 2000). Bei Geländebegehungen im Untersuchungsgebiet konnten auch dort verschiedene Landnutzungsarten erfasst werden.

Durch die Veröffentlichung der Bodenplanungsgebietsverordnungen ist davon auszugehen, dass die Belastung der Auenböden entlang der Innerste mit Schwermetallen hinreichend bekannt ist. Gespräche mit Passanten während der Geländebegehungen und Kartierarbeiten haben diese Annahme noch bestärkt. Auswirkungen unterschiedlicher Landnutzungsarten auf den Schwermetallhaushalt in den Böden der Innersteaue wurden allerdings noch nicht in diesem Umfang beschrieben. Daraus ergibt sich die Fragestellung dieser Untersuchung.

Aufgrund der extrem hohen Gehalte, die für die Elemente Kupfer, Zink, Blei und Cadmium zu erwarten sind (TÜRK 2005), wurden die Elemente Chrom (Cr) und Nickel (Ni) ebenfalls in die Analyse

einbezogen. Es wird angenommen, dass die Gehalte der Elemente Kupfer, Zink, Blei und Cadmium keine signifikanten Differenzen im Bezug auf unterschiedliche Landnutzungen aufweisen, während die Gehalte der Elemente Chrom und Nickel Auswirkungen der Landnutzungen verdeutlichen (siehe Abb. 1.1). Diese Annahme gilt es zu Verifizieren oder Falsifizieren. Grundlage dieser Hypothese sind die vergleichsweise geringen Veränderungen der Schwermetallgehalte durch Landnutzungseinflüsse, wie von GEBHARDT ET AL. (1988), BURGHARDT(1994), LOBE ET AL. (1998), WILCKE ET AL. (2005) beschrieben, gegenüber den immens hohen Gehalten, die von TÜRK (2005) und KNOLLE (2009) für die Böden der Innersteaue angegeben werden. Für diese Untersuchung sind die Einflüsse des Bergbaus und der weiteren einbezogenen Landnutzungsarten voneinander zu trennen und nicht generell als anthropogene Einflüsse zusammenzufassen.

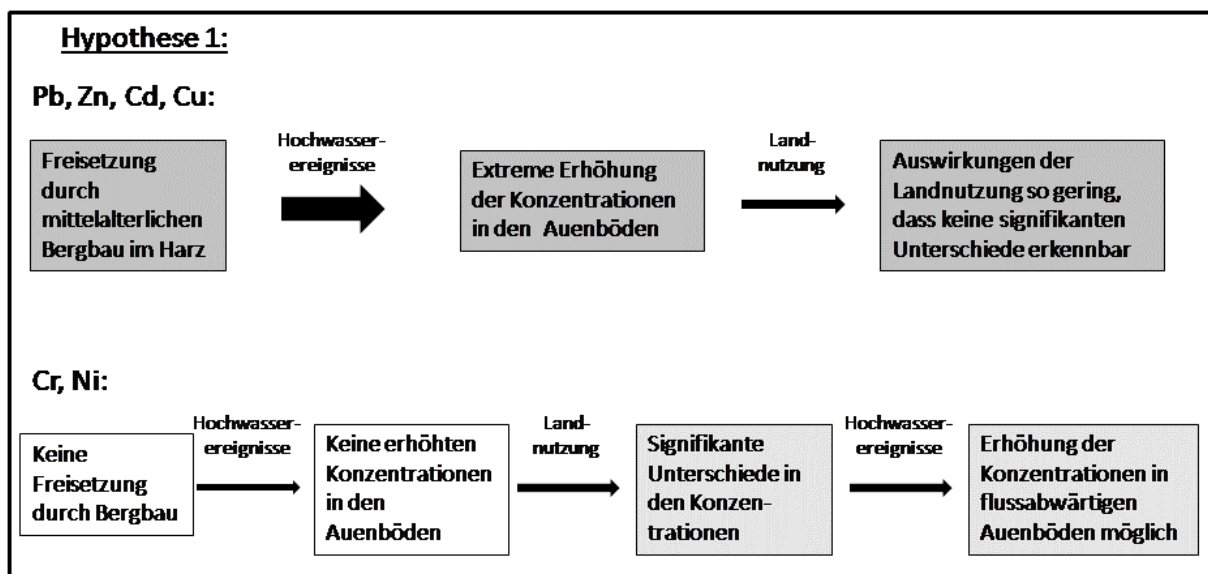


Abb. 1.1: Hypothese 1 – Einfluss der Landnutzung auf die beiden erfassten Schwermetallgruppen (Pb, Zn, Cd und Cu – vom Bergbau beeinflusst, Cr und Ni – kein Bergbaueinfluss).

Anhand der Beobachtungen bei Geländebegehungen sind drei bedeutende Landnutzungsarten im Untersuchungsgebiet zu unterscheiden. Die Flussabschnitte werden unterteilt in landwirtschaftlich geprägte, siedlungsgeprägte und durch Naturschutzgebiete geprägte Gebiete.

Aufbauend auf die erste Hypothese (Abb. 1.1) wird davon ausgegangen, dass sich die Auswirkungen unterschiedlicher Landnutzung hauptsächlich an den Konzentrationen der Elemente Chrom und Nickel erkennen lassen. Die Entwicklung weiterer Hypothesen bezieht sich deshalb auf die Auswirkungen der Landnutzung auf die Chrom- und Nickelkonzentrationen.

Als Folge der Schwermetallaufnahme durch Kulturpflanzen und die erfolgende Ernte werden dem Boden Schwermetalle entzogen (LAZAR ET AL. 2009; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Diese Schwermetalle werden den Böden durch die Entnahme des Erntegutes auch nicht mehr zur Verfügung gestellt, während abgestorbenes Pflanzenmaterial in Naturschutzgebieten verbleibt und damit in diesem Ökosystem keine Abnahme der Konzentration auf diesem Wege zu verzeichnen sein dürfte (siehe Abb. 1.2). Weiterhin erfolgt aber eine stetige Zufuhr mit belastetem Sediment durch Hochwasserereignisse, wie von DINKELBERG ET AL. (2000) thematisiert. In den Landwirtschaftsgebieten könnte es zu einer erneuten Schwermetallanreicherung durch die Zufuhr von Düngemitteln kommen (ALLOWAY 1999; VAN DER PERK 2006), es herrscht aber auch ein Verdünnungseffekt durch die Bodenbearbeitung vor (BUNDESVERBAND BODEN 2000). Zusammengefasst gilt die Annahme, dass diese Effekte den Output von Schwermetallen durch Ernte aus den Landwirtschaftsflächen der Innersteaue nicht kompensie-

ren. Daraus ergibt sich die Hypothese, dass die landwirtschaftlich geprägten Abschnitte niedrigere Schwermetallkonzentrationen aufweisen als die Naturschutzflächen (siehe Abb. 1.2).

Aufgrund des großen Einflusses von Verkehr, Industrie und Haushalten in den Siedlungsbereichen (ALLOWAY 1999; VAN DER PERK 2006; BLUME ET AL. 2011A) muss in diesen Abschnitten des Untersuchungsgebietes, neben den Kontaminationen durch die Folgen des Bergbaus, von einem weiteren Anstieg der Belastungen, im Vergleich zu den angrenzenden Landnutzungsbereichen, ausgegangen werden (siehe Abb. 1.2).

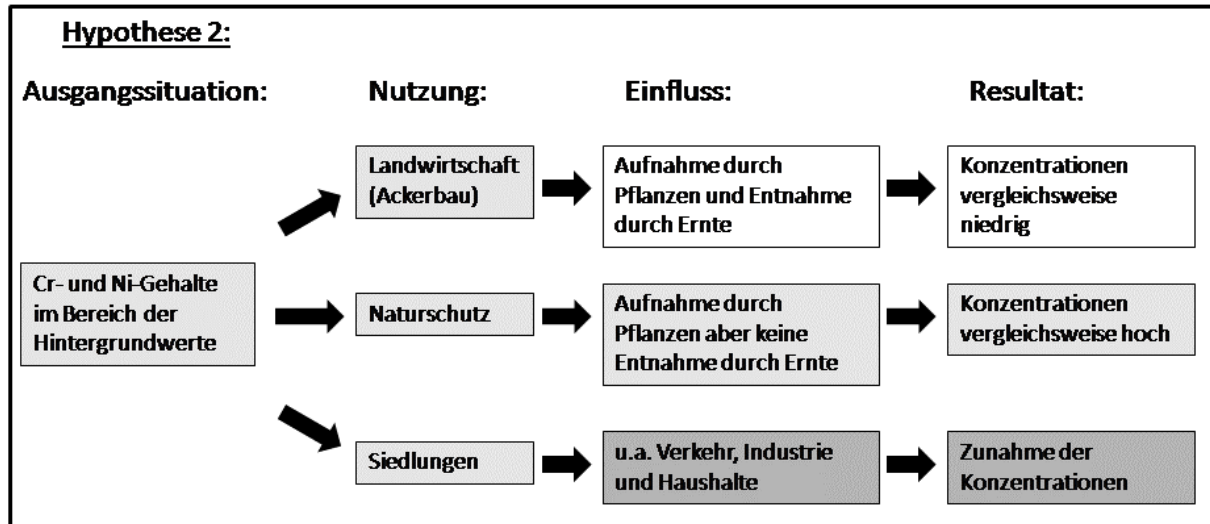


Abb. 1.2: Hypothese 2 – Auswirkungen der Landnutzung auf die erfassten Cr- und Ni-Konzentrationen in den Böden der Innersteaue.

Unterstützend werden die Nährelemente Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Natrium (Na) und Kalium (K) in die Untersuchung einbezogen. Auswirkungen der Landnutzung in der Innersteaue müssten sich auch auf die Konzentrationen der Nährelemente in den Böden auswirken. Die auftretenden Einflüsse werden u.a. von GERDES (2001), FREY & LÖSCH (2004), SCHUBERT (2006), BLUME ET AL. (2011A) thematisiert.

2 Stand der Forschung

Die Schwermetallbelastungen der Böden in der Innersteaue sind kein aktuell erkanntes Problem. Bereits im Jahr 1786 machte C.W.J. GATTERER auf die Auswirkungen der angespülten Pochsande aufmerksam. 1822 veröffentlichte G.F.W. MEYER einen Bericht, in dem die Ablagerungen der Pochsande und Ergebnisse von Versuchen zu deren Auswirkungen thematisiert werden. Wie einleitend erwähnt befasste sich auch GEBAUER (1919) mit dieser Thematik.

Die Ergebnisse aktueller Untersuchungen in der Innersteaue wurden u.a. durch das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung (NLFb) (SCHNEIDER 1999) und das Niedersächsische Landesamt für Ökologie (NLÖ) (STEFFEN 2003) veröffentlicht. Außerdem wurden durch die Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser (ARGE Weser) im Jahr 1996 Untersuchungsergebnisse zu Schwermetallbelastungen im Wasser, an Sedimenten und Schwebstoffen der Innerste publiziert (EGGERS 1996). Im Rahmen der Vorbereitungen zum Bodenplanungsgebiet der Stadt Hildesheim wurden weitere Analysen durchgeführt (STADT HILDESHEIM 2006), der Bericht wurde von TÜRK (2005) veröffentlicht. Neben der Stadt Hildesheim wurden auch in den Landkreisen Goslar und Hildesheim Bodenplanungsgebiete ausgewiesen (LANDKREIS GOSLAR 2011; LANDKREIS HILDESHEIM 2008; STADT HILDESHEIM 2008). In den genannten Studien wurden Schwermetallkonzentrationen in den Böden der Innersteaue festgestellt,

die in den meisten Fällen weit über den gesetzlichen Vorsorgewerten liegen (SCHNEIDER 1999; STEFFEN 2003; TÜRK 2005).

Die Innersteaue stellt bezüglich der angesprochenen Problematik keinen Einzelfall dar. Im Umfeld historischer Erzbergbaugebiete sind schwermetallbelastete Flussauen nicht selten (ALLOWAY 1999; VAN DER PERK 2006; BLUME ET AL. 2011A). Studien, die ebenfalls erzbergbaubedingte Schwermetallkontaminationen in den Auenböden von Harzflüssen thematisieren, wurden u.a. an Bode und Selke am Ostharz von DOBLER (1999) und an Oker und Ecker von EGGERS (2004) durchgeführt. Eine kleine Auswahl weiterer Untersuchungen in Deutschland bilden die Erforschung der Eintrags- und Wirkungspfade an der Mulde im Bereich Bitterfeld und Dessau von BRANDT (2003), die Lokalisierung von Schwermetallbelastungen durch die Eigenschaften der Vegetation in den Auen der Elbe und der Mulde von GÖTZE (2010) und die Untersuchungen zu den Schwermetallbelastungen im Raum Wiesloch (HILDEBRANDT 1997) sowie im Kappler Tal in Baden-Württemberg (SPATZ 2007).

Von großer Bedeutung für die Untersuchung der Auswirkung der Landnutzung auf den Schwermetallhaushalt der Böden in der Innersteaue ist die Mobilität der Schwermetalle. Aufgrund des Gefährdungspotentials durch Schwermetalle und die damit verbundene Bedeutung für Lebewesen wurden zahlreiche Untersuchungen zu Bindung und Löslichkeit von Schwermetallen in Böden durchgeführt. Im Folgenden soll eine Auswahl von Publikationen genannt werden, um einen Überblick zu geben. Als bedeutendster Faktor für die Mobilität der Schwermetalle wird der pH-Wert genannt (ALLOWAY 1999). Je niedriger der pH-Wert im Boden, desto höher ist die potentielle Löslichkeit der Schwermetalle (ALLOWAY 1999). Untersuchungen mit Bezug zum Einfluss des pH-Wertes auf die Mobilität der Schwermetalle wurden u.a. von HERMS & BRÜMMER (1983), BRÜMMER ET AL. (1986), HORNBURG & BRÜMMER (1993), HORNBURG ET AL. (1995), EMMERLING ET AL. (1997), GEILER ET AL. (1997) und FELDWISCH (2006) durchgeführt.

Weitere Faktoren, die sich auf die Mobilität der Schwermetalle in Böden auswirken, sind die Gehalte von organischer Substanz und Tonmineralen in Böden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Hohe Gehalte an Huminstoffen und Tonmineralen erhöhen im Allgemeinen das potentielle Bindungsvermögen der Schwermetalle, wie u.a. auch SCHLICHTING & ELGALA (1975), MÜHLNICKEL ET AL. (1989), FILIPINSKI & GRUPE (1990), HORNBURG & BRÜMMER (1993), HILLER & BRÜMMER (1997), BERGHOFER ET AL. (1997), FELDWISCH ET AL. (2004) und MARSCHNER ET AL. (2010) berichten. Weiterhin werden in dieser Studie Metalloxide thematisiert, die sich ebenfalls auf die Bindung der Schwermetalle auswirken (KUNTZE ET AL. 1994). Darauf weisen u.a. auch KUNTZE & HERMS (1986), HILLER & BRÜMMER (1995), FELDWISCH ET AL. (2004) und MARSCHNER ET AL. (2010) hin.

Eine hohe Mobilität der Schwermetalle in Böden steigert die Möglichkeit der Aufnahme durch Pflanzen (FREY & LÖSCH 2004; BRADY & WEIL 2008; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). In der Regel liegt aber nur ein geringer Anteil der Schwermetalle in mobiler Form vor (BUNDESVERBAND BODEN 2000; KUDJELKA ET AL. 2002), sodass hohe Gesamtkonzentrationen, wie sie in der Innersteaue vorkommen, nicht gleichzeitig hohe pflanzenverfügbare Fraktionen zur Folge haben müssen (MAKOWSKY & MEUSER 2011).

Studien mit Anwendung der Extraktion unterschiedlich stark gebundener Schwermetallfraktionen im Boden, unter Einbezug des Königwasser-Aufschlussverfahrens (Gesamtgehalte) und des Ammoniumnitrat-Aufschlussverfahrens (pflanzenverfügbare Gehalte), wurden u.a. von HORNBURG ET AL. (1995), KUDJELKA ET AL. (2002), DÜWEL ET AL. (2004); HUND-RINKE & KÖRDEL (2012) veröffentlicht.

Die Konzentration und Mobilität der Schwermetalle im Boden kann durch anthropogene Nutzung beeinflusst werden (ALLOWAY 1999; VAN DER PERK 2006; BRADY & WEIL 2008; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010; BLUME ET AL. 2011A). Die Auswirkungen der Land- und Forstwirtschaft, häufig unterteilt in Grünland-, Acker- und Waldnutzung, auf den Schwermetallhaushalt der Böden wurde in vielen Projekten analysiert. Eine kleine Auswahl von Berichten bilden GEBHARDT ET AL. (1988), BACCINI & VON

STEIGER (1993), EMMERLING ET AL. (1997), WILCKE ET AL. (2005), FELDWISCH (2006), MALBURG-GRAF (2006) und LAZAR ET AL. (2009).

Viele Einflussfaktoren, wie z.B. Emissionen durch Kraftfahrzeugverkehr, Einleitung von Abwässern, Abfälle und Emissionen von Heizanlagen in Haushalten und Emissionen industrieller Produktion wirken in verdichteten Siedlungsräumen zusammen (MEURER 1997; MEUSER 2010; BLUME ET AL. 2011A; MARCOTULLIO 2011; SAUERWEIN 2011). Die Auswirkungen der Siedlungsnutzung auf die Schwermetallkonzentrationen in den Böden wurden u.a. von HORNIG ET AL. (1991), BURGHARDT (1994), GRUNEWALD (1994), HILLER (1996), LEWANDOWSKI ET AL. (1998), MARSCHNER ET AL. (2010) und STEINWIG & KERTH (2010) behandelt.

Die Auswirkungen der Schwermetallkonzentrationen in den Böden von Naturschutzgebieten auf die Vegetation wurden in verschiedensten Untersuchungen thematisiert, wie z.B. in RASKIN (2003) und KNOLLE ET AL. (2011). Auch in BURGDORF (2003) wird die Auswirkung der erhöhten Schwermetallgehalte im Boden auf die Pflanzengesellschaften beschrieben. Ausarbeitungen, die sich mit der direkten Auswirkung von Naturschutzgebieten auf den Schwermetallhaushalt der Böden befassen, liegen nicht vor. BREDER ET AL. (1999) gehen allerdings von langfristigen Veränderungen durch die Ausfuhr von Schwermetallen mit dem Sickerwasser aus. In RASKIN (2003) wird zudem die Senkung der Schwermetallkonzentrationen in Böden mittels Entnahme organischer Substanz nach Mahd, als rekultivierende Maßnahme eines Naturschutzrahmenkonzepts, thematisiert. Laut Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) sollen Maßnahmen dieser Art in Naturschutzgebieten allerdings unterlassen werden (GASSNER & HEUGEL 2010).

Im folgenden Kapitel werden die Schwermetalle behandelt, die für die Untersuchung relevant sind. Dazu gehören Informationen zu Quellen, Bindungsformen und Auswirkungen (Kap.2.1). Die Geschichte des Erzbergbaus im westlichen Oberharz und die Aufbereitung der Erzminerale werden in Kapitel 2.2 thematisiert.

2.1 Schwermetalle

Den Schwermetallen Kupfer, Zink, Blei, Cadmium, Chrom und Nickel wird das Hauptaugenmerk bei den Untersuchungen gewidmet. Es gibt unterschiedliche Definitionen für Schwermetalle (VAN DER PERK 2006). Besonders die Angabe der Dichte variiert bisweilen deutlich. KUNTZE ET AL. (1994) geben für Schwermetalle eine Dichte von $>5 \text{ g/cm}^3$ an, während ALLOWAY (1999) eine Dichte von mindestens $>6 \text{ g/cm}^3$ voraussetzt. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2010) geben einen Variationsbereich von $>3,5 \text{ g/cm}^3$ bis 5 g/cm^3 an.

Übereinstimmung besteht bei der Tatsache, dass Schwermetalle nicht nur toxisch auf Pflanzen, Tiere und Menschen wirken, sondern einige Schwermetalle auch als Pflanzennährstoffe dienen (KUNTZE ET AL. 1994; VAN DER PERK 2006; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Essentiell für das Pflanzenwachstum sind u.a. die Elemente Zink, Kupfer, Chrom und Nickel (KUNTZE ET AL. 1994; VAN DER PERK 2006). Cadmium und Blei spielen keine Rolle als Pflanzennährstoffe und wirken schon in kleinen Mengen toxisch (VAN DER PERK 2006; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Doch auch die essentiellen Nährstoffe können bei überhöhter Konzentration toxisch wirken (KUNTZE ET AL. 1994; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Natürlich vorkommende Schwermetalle sind größtenteils in den Kristallgittern von Mineralen gebunden und nur schwer löslich (KUNTZE ET AL. 1994). Durch Verwitterung oder technische Bearbeitungsverfahren können diese Schwermetalle allerdings gelöst werden (KUNTZE ET AL. 1994; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Daher sind in der Umgebung von Erzlagerstätten erhöhte natürliche Schwermetallkonzentrationen in Böden und Gewässern nicht selten (VAN DER PERK 2006). Durch anthropogenen Eingriffe, wie dem Bergbau und die Weiterverarbeitung der Erze, werden die ursprünglich im Gestein gebundenen Schwermetalle verstärkt freigesetzt und es kann zu einer intensiven Kontamination weiträumig angrenzender Gebiete kommen (KUNTZE ET AL. 1994; ALLOWAY 1999; DOBLER 1999; VAN

DER PERK 2006; KNOLLE 2009). Weitere anthropogene Quellen sind z.B. die metallverarbeitende Industrie, Kraftfahrzeugverkehr, Abwässer, Verbrennungsanlagen, Düngemittel und Pestizide (KUNTZE ET AL. 1994; SCHULTE & BLUM 1997; ALLOWAY 1999; GERDES 2001; VAN DER PERK 2006; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010; STÜCKRAD & WILCKE 2011; WILCKE 2011; WILCKE 2011A; LANG 2011; BLUME ET AL. 2011A; WELP 2011; WILKE 2011). Aufgrund fortlaufender Verbesserung von Filter- und Kläranlagen sinken die Schwermetallemissionen in den letzten Jahrzehnten (VAN DER PERK 2006).

Nach der Deposition werden die Schwermetalle vorwiegend in mobilisierbarer Form im Boden gebunden (FILIPINSKI & GRUPE 1990; KUNTZE ET AL. 1994; BERGHOFER ET AL. 1997). Die Mobilität und damit auch die Pflanzenverfügbarkeit hängen von den Faktoren pH-Wert, Tongehalt, Gehalt organischer Substanz, Gehalt an Metalloxiden und Redox-Potential ab (HERMS & BRÜMMER 1984; HORNBURG & BRÜMMER 1993; HILLER & BRÜMMER 1995; KUNTZE ET AL. 1994; ALLOWAY 1999; PERK 2006; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010; BLUME ET AL. 2011A). Chrom und Blei sind im Allgemeinen stärker im Boden gebunden und werden daher nur in geringem Maße von Pflanzen aufgenommen, während Cadmium und Zink in mobilerer Form vorliegen und damit in größerer Menge pflanzenverfügbar sind (HORNBURG & BRÜMMER 1993; HORNBURG ET AL. 1995; SCHULTE & BLUM 1997; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Aufgrund des Gefährdungspotentials, das durch erhöhte Schwermetallkonzentrationen in Böden gegeben ist, wurden nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung Vorsorgewerte ausgegeben (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010), die in Kapitel 6.1.5 näher erläutert werden.

2.2 Historische Entwicklung des Bergbaus im Oberharz

Der erste urkundliche Beleg zum Bergbau am Nordrand des Harzes stammt aus dem Jahr 968 n. Chr. (BROSIOUS ET AL. 1990; HAUPTMEYER 1992; BEUG ET AL. 1999; TÜRK 2005; LIESSMANN 2010). Das Bergwerk in Bad Grund war im Jahr 1992 das letzte, das den Betrieb einstellte (SCHULZ 1997; DEICKE 2009; LIESSMANN 2010). Aus diesem Grund wird vom „1000 jährigen Bergbau“ im Harz gesprochen (TÜRK 2005). Vermutlich fand der erste Erzabbau schon während der Bronzezeit statt, womit die Bergbauaktivitäten bereits etwa 3000 Jahre zurückreichen (HOFMANN 1995; LIESSMANN 2010; KNOLLE ET AL. 2011). Der Abbau untertage setzte allerdings erst im 12. Jahrhundert ein (BEUG ET AL. 1999). Im Einzugsgebiet der Innerste wurden vornehmlich blei- und zinkhaltige Kupfer- und Silbererze abgebaut (TÜRK 2005). Diese erste bedeutende Bergbauphase dauerte bis in das 14. Jahrhundert an, als der Bergbau durch die Ausbreitung der Pestepidemie und aus technischen Gründen nahezu zum Erliegen kam (BROSIOUS ET AL. 1990; HOFMANN 1995; BEUG ET AL. 1999; VON BOETTICHER 2007; LIESSMANN 2010). Die technischen Gründe waren durch die auftretende Holzknappheit und die fehlenden Kenntnisse zur Grubenentwässerung gegeben (BEUG ET AL. 1999; VON BOETTICHER 2007; LIESSMANN 2010). Die zweite Bergbauphase, die auch die Blütezeit des mittelalterlichen Bergbaus im Harz darstellt, setzte im 16. Jahrhundert ein (HOFMANN 1995; LIESSMANN 2010). Um erfahrene Bergleute aus anderen Bergbauregionen, wie z.B. dem Erzgebirge, anzuwerben, wurde von den regierenden Herzögen die „Bergfreiheit“ erlassen (SCHULZ 1997; BEUG ET AL. 1999; LIESSMANN 2010). Die „freien Bergstädte“ Altenau, Clausthal, Grund, Lautenthal, St. Andreasberg, Wildemann und Zellerfeld wurden gegründet, deren Einwohnern Steuerergünstigungen und die Freistellung vom Wehrdienst garantiert wurden (HOFMANN 1995; BEUG ET AL. 1999). Mit den zugewanderten Bergleuten fanden auch neue Techniken zur Bewältigung der Wassermassen in den Gruben Einzug (BEUG ET AL. 1999; LIESSMANN 2010). Um die Energieversorgung durch Wasserkraft permanent zu gewährleisten, wurden im Oberharz über 100 künstliche Teiche sowie ober- und unterirdische Kanäle angelegt (HOFMANN 1995; BEUG ET AL. 1999). Die heute noch vorzufindenden Teiche gehören zum „Kulturdenkmal Oberharzer Wasserregal“ (WITTMER & MANTWILL 2000; LIESSMANN 2010). Da für die Weiterverarbeitung der erhaltigen Gesteine Wasserkraft benötigt wurde, waren viele Pochwerke an den Flüssen lokalisiert. In den Pochwerken wurden die zutage geförderten Gesteine zerkleinert und sortiert (LIESSMANN 2010). Unbrauchbares Material wurde auf den

Halden, in unmittelbarer Nähe, abgelagert (TÜRK 2005; LIESSMANN 2010). Bei starken Niederschlägen und Überschwemmungen wurde ein Teil der Pochsande erodiert und mit dem abfließenden Wasser in die flussabwärts liegende Flussaue transportiert (EGGERS 1996; FINKE 2003; KNOLLE 2009; LIESSMANN 2010; KNOLLE ET AL. 2011). Doch auch die Schlacken aus den Metallhütten an der Innerste konnten auf diese Weise vom Flusswasser aufgenommen und transportiert werden (FINKE 2003; TÜRK 2005). Belastete Schwebstoffe wurden aber auch direkt durch die Metallhütten und Pochwerke eingeleitet (LIESSMANN 2010).

Ein Rückgang der Bergbauaktivitäten im Oberharz fand zur Zeit des 30jährigen Krieges statt (BEUG ET AL. 1999). Doch im 18. Jahrhundert kam es zu einem erneuten Aufschwung, der wieder zu einer Holzknappheit führte (HOFMANN 1995; BEUG ET AL. 1999). Im 19. Jahrhundert wurden nach TÜRK (2005) 38 Pochwerke im Einzugsgebiet der Innerste betrieben. Bis ins 20. Jahrhundert wurden die Aufbereitungs- und Verhüttungsmethoden immer effektiver, so dass auch die Reststoffmengen (Pochsande und Schlacken) immer geringer wurden (LIESSMANN 2010). Aufgrund der Wirtschaftlichkeit wurde bis in die 1930er Jahre der Großteil der Oberharzer Erzbergwerke stillgelegt (LIESSMANN 2010). Das Bergwerk am Rammelsberg bei Goslar stellte 1988 seinen Betrieb ein (BROSIUS ET AL. 1990).

3 Das Untersuchungsgebiet

Die Innerste ist mit einem Einzugsgebiet von 1263,55 km² der größte Nebenfluss der Leine (WEBER 2003). Nach FAASCH ET AL. (2001) liegt ihre Quelle, der „Innerstesprung“, südlich von Clausthal-Zellerfeld im Harz auf der Clausthaler Hochfläche ca. 560 m ü. NN. Eine genaue Lokalisierung der Quelle ist allerdings nur schwer möglich, da bereits im 16. Jahrhundert die Bäche im Quellgebiet zu Teichen aufgestaut wurden (NEHLER 2010). Der „Benedickerteich“ und der „Bärenbruch“ werden von G.F.W. MEYER (1822) als Quellen angegeben. Die Quellbäche vereinen sich im „Bärenbruchsteich“ woraus sich die Innerste ergibt. Allerdings sind auch diese Angaben, aus den oben genannten Gründen, zweifelhaft (NEHLER 2010). Nach einer Fließstrecke von etwa 95 km mündet die Innerste bei Ruthe, nordwestlich von Sarstedt, in die Leine (LGN 2005). Der Höhenunterschied von der Quelle bis zur Mündung beträgt etwa 500 m (LGN 2005). Die Leine mündet in die Aller, welche in der Nähe von Verden in die Weser mündet. Damit gehört die Innerste zum Einzugsgebiet der Weser (FAASCH ET AL. 2001). Auf ihrem Weg zur Mündung passiert die Innerste die naturräumlichen Landschaften des Harzes, des Weser-Leine-Berglandes sowie die Bördelandschaften im nordwestlichen Harzvorland (FAASCH ET AL. 2001).

Im Harz durchfließt die Innerste folgend nach ihrer Quelle mehrere künstlich angelegte Teiche, die zum „Oberharzer Wasserregal“ gehören, wie z.B. den Entensumpf oder den Nassenwieser Teich (LIESSMANN 2010). Diese Teiche wurden als Wasserspeicher für den Betrieb von Bergbauanlagen ab dem 16. Jahrhundert genutzt (BEUG ET AL. 1999; LIESSMANN 2010).

Außerdem durchfließt der Fluss im Harz die Ortschaften Buntenbock, Wildemann und Lautenthal, bevor er nach einer Strecke von 25 km in die Innerste-Talsperre fließt (FAASCH ET AL. 2001). Im Jahre 1963 wurde mit dem Bau der Talsperre begonnen. Hauptsächlich soll sie dem Hochwasserschutz für das Harzvorland dienen. Sie erfüllt aber auch den Zweck der Niedrigwasseraufhöhung, Energieerzeugung und seit 1979 auch der Trinkwasserversorgung. 1966 wurde die Talsperre, deren Einzugsgebiet etwa 100 km² umfasst und die ein Fassungsvermögen von fast 20 Mio. m³ Wasser aufweist, in Betrieb genommen (HARZWASSERWERKE 2010).

Nördlich der Staumauer beginnt das Untersuchungsgebiet. Von hier weist der Flusslauf einen Höhenunterschied von ca. 170 m und eine Fließstrecke von 67 km (siehe Abb. 3.1) bis zur Mündung auf (LGN 2005).

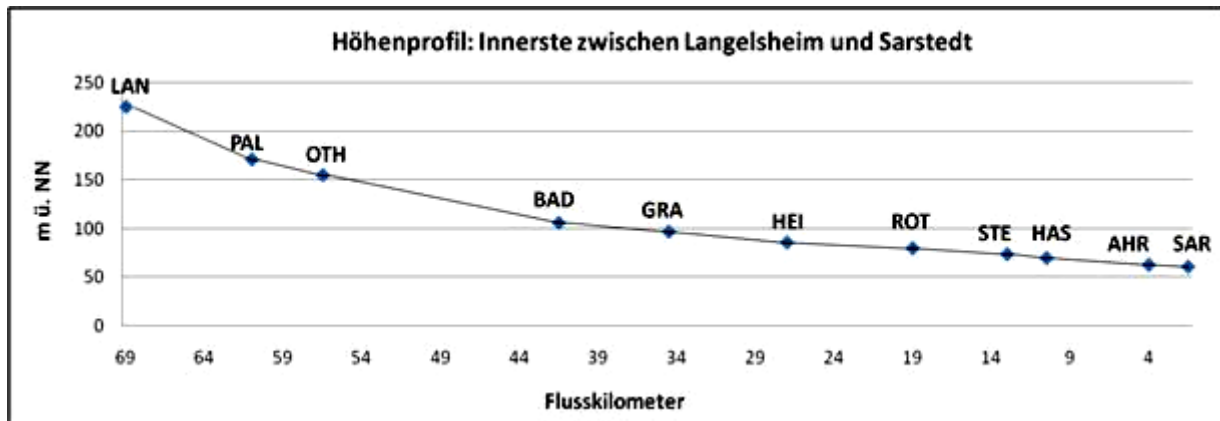


Abb. 3.1: Höhenprofil der Innerste im Untersuchungsgebiet (Datenquelle: LGN 2005)

Der Übersicht des Untersuchungsgebietes (Abb. 3.2) ist der weitere Verlauf der Innerste zu entnehmen. In unmittelbarer Nähe zur Staumauer durchfließt die Innerste die Stadt Langelsheim. Hier verlässt die Innerste den Harz und fließt, nachdem sie in nordöstlicher Richtung Langelsheim zufluss, in nördliche Richtung weiter bis Othfresen bei Salzgitter. Dort biegt sie in eine nordwestliche Fließrichtung um. Zwischen Grasdorf und Heinde verläuft der Fluss nach Westen, bevor, flussabwärts von Heinde, sein Lauf wieder in Richtung Nordwest umschwenkt und die Stadt Hildesheim erreicht. Nachdem das größte Siedlungsgebiet entlang des Flusslaufes passiert ist, fließt die Innerste in annähernd gleicher Richtung weiter bis sie Sarstedt und die Mündung bei Ruthe erreicht (siehe Abb. 3.2). Das Untersuchungsgebiet umfasst damit die Landkreise Goslar, Salzgitter, Wolfenbüttel und Hildesheim (LGN 2005).

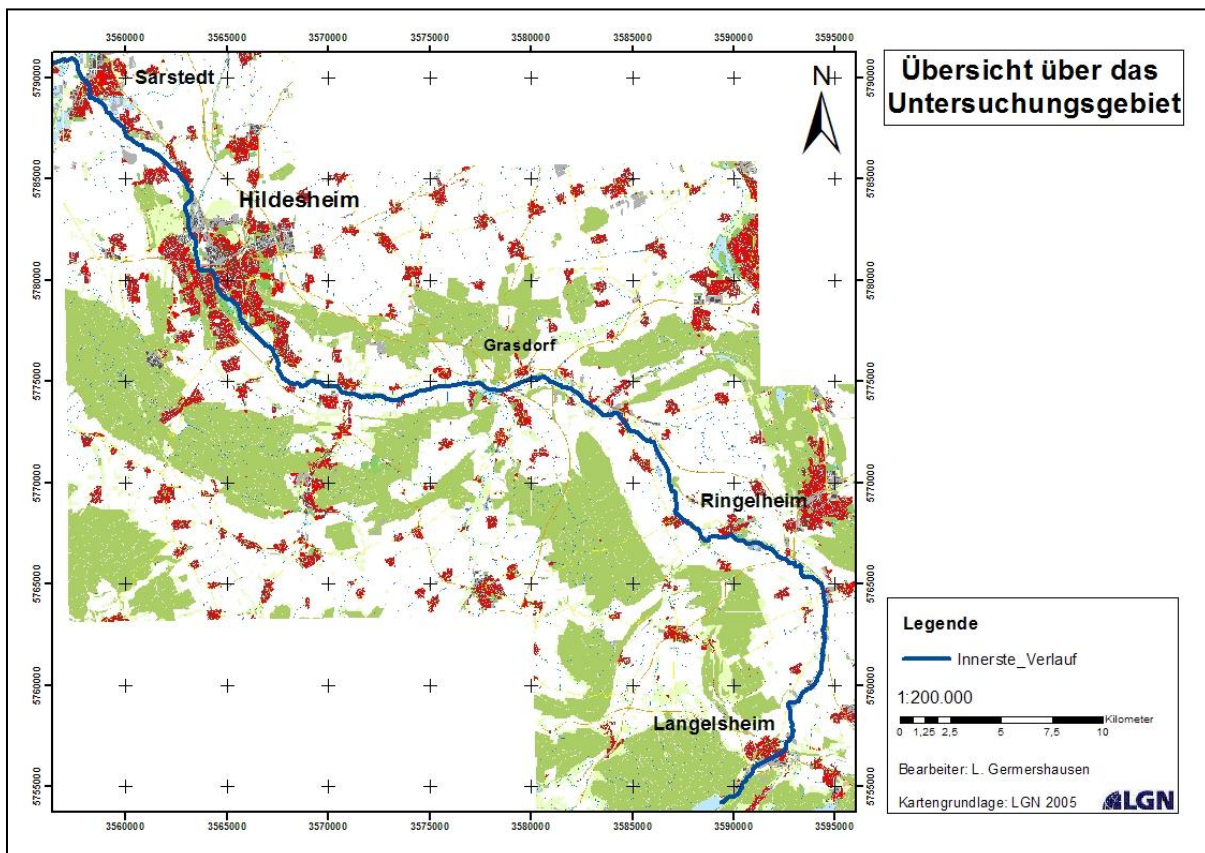


Abb. 3.2: Verlauf der Innerste im Untersuchungsgebiet

Die wichtigsten Zuflüsse von Süd nach Nord sind die Grane bei Langelsheim, die Neile bei Ringelheim, die Nette bei Derneburg und der Bruchgraben bei Sarstedt (FAASCH ET AL. 2001). Im Zuge von Geländebegehungen wurden weitere kleine Bäche ausgemacht, die ebenfalls der Innerste zufließen, so beispielsweise die Beuster bei Marienburg.

Ebenso sind die häufigen Stauungen im Flusslauf aufgefallen, die besonders für das Betreiben von Mühlen, wie z.B. in Grasdorf, Sehlde oder der Bierbaumsmühle südöstlich von Baddeckenstedt angelegt wurden. Flussabwärts kommt es dadurch, bis zur Rückführung der Mühlengraben zum ursprünglichen Flusslauf, häufig zu einer äußerst geringen Wasserführung. Außer der Anlage von Mühlenbächen gab es aber noch weitere anthropogene Einflüsse, die ebenfalls vor Ort beobachtet wurden. Besonders sind hierbei die Flussbegradigungen zu nennen, von denen der Großteil des Flusslaufs im Harzvorland betroffen ist (FAASCH ET AL. 2001; FINKE 2006). Die Geländebegehungen ließen allerdings erkennen, dass sich die Innerste vielerorts wieder auf nahezu natürliche Weise entwickelt, beispielsweise im Gebiet zwischen Palandsmühle und Kunigunde, da auf den Erhalt der Befestigungen verzichtet wird.

Zwischen Sehlde und Hildesheim fallen auch die durchgehenden Hochwasserschutzwälle auf, die bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts errichtet wurden (FAASCH ET AL. 2001). Schon ab dem 18. Jahrhundert wurden in der Umgebung Hildesheims Schutzmaßnahmen ergriffen und die Innerste stellenweise begradigt und stark vertieft (GEBAUER 1919). Außerdem wurden, besonders zwischen Langelsheim und Hildesheim, viele Deiche errichtet (KNOLLE 2009). Heute lassen sich mancherorts ältere und jüngere Wälle erkennen, wie z.B. südöstlich von Hildesheim im Naturschutzgebiet „Am Roten Steine“. In Hildesheim ist der Flusslauf stark verändert worden. Ein Abschnitt wurde sogar mit einer Betonsohle kanalisiert (FAASCH ET AL. 2001).

Entlang der Innerste sind 9 kommunale und 2 Industriekläranlagen zu finden. Die Industriekläranlagen gehören zu der Firma Synthomer in Langelsheim und zur Zuckerfabrik in Baddeckenstedt, welche im Jahr 2000 geschlossen wurde (FAASCH ET AL. 2001). Die kommunalen Anlagen liegen bei Langelsheim („Innerstetal“), Othfresen, Hohenrode, Ringelheim, Baddeckenstedt, Derneburg/Holle, Hildesheim, Giesen und Sarstedt (FAASCH ET AL. 2001). Vor 1979 wurden Abwässer nur gering gereinigt in die Innerste-Talsperre geleitet. Das führte zu hohen Grünalgenkonzentrationen in den Sommermonaten (FAASCH ET AL. 2001). Seit 1979 wird das Abwasser aus den betreffenden Harzgemeinden durch eine Kanalisation zur Kläranlage „Innerstetal“, nördlich von Langelsheim, geleitet und dort gereinigt (FAASCH ET AL. 2001). Wie schon erwähnt, dient die Talsperre seit dem auch zur Trinkwassergewinnung.

3.1 Geologie des Untersuchungsgebietes

Auch im nordwestlichen Harzvorland, das hauptsächlich aus mesozoischen Schichten aufgebaut ist und im Umfeld der Börden von pleistozänen Ablagerungen bedeckt ist, lassen sich die Auswirkung der Genese des Harzes erkennen. Das Innerste-Bergland entstand zum großen Teil bedingt durch dieselben tektonischen Prozesse, die auch für die Hebung des Harzes verantwortlich waren (KROLL 2003). Hier spielt die Salztektoneik eine große Rolle. Durch die tektonischen Prozesse während der Hebung des Harzes verformten sich die Salzsichten im Untergrund und drangen punktuell Richtung Oberfläche auf (SCHRADER 1970; KRÜGER 1993; FLEIGE ET AL. 1999). Das darüber befindliche Deckgebirge wurde durch diese Umlagerungsprozesse nach oben gedrückt. Teilweise sind die obersten geologischen Schichten dabei an der Oberfläche aufgebrochen und waren somit stärker der Erosion ausgesetzt, wodurch sich eine Reliefumkehr ergeben hat (MOHR 1982; HEUNISCH ET AL. 2007). Die dadurch entstandenen Höhenzüge sind im gesamten südlichen Niedersachsen noch heute vornehmlich als Schichttrippen oder Schichtstufen zu erkennen (MOHR 1982; HEUNISCH ET AL. 2007). Das Salz stieg teilweise bis an die Oberfläche oder kurz darunter auf und konnte somit leicht abgebaut werden. Viele

Abraumhalden von Kali-Bergwerken zeugen heute davon (FAASCH ET AL. 2001). Höhenzüge im nord-westlichen Harzvorland, deren Entstehung auf die oben beschriebenen Prozesse zurückzuführen sind, sind z. B. der Lutterer Sattel, der Salzgitterer Sattel sowie der Hildesheimer Wald (MOHR 1982). Die geologischen Einheiten im Untersuchungsraum sind in der folgenden Karte als Übersicht dargestellt (Abb. 3.3).

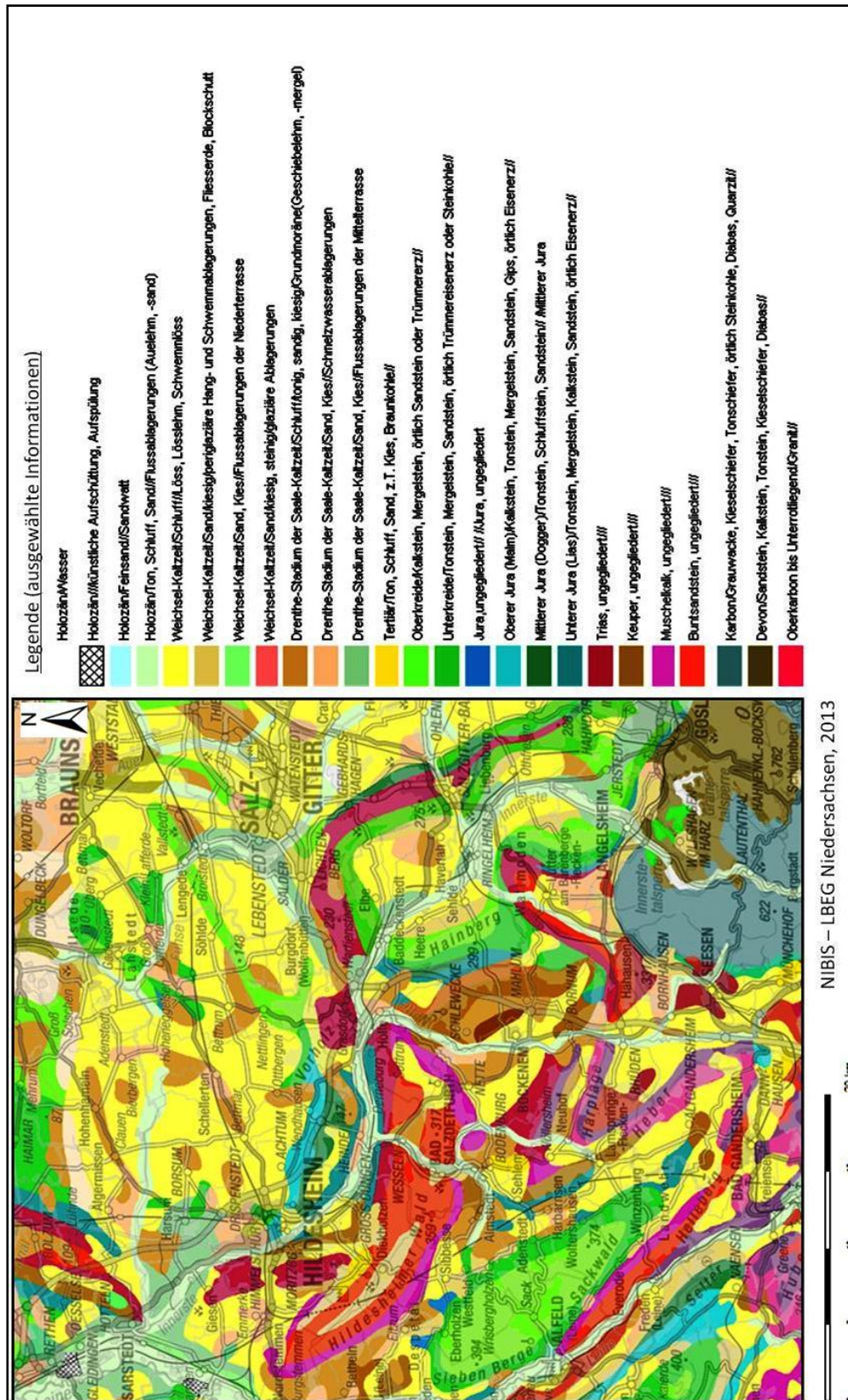


Abb. 3.3: Ausschnitt aus der digitalen Geologischen Übersichtskarte 1:500.000. (verändert nach LBEG 2013).

3.1.1 Der Harz

Das Untersuchungsgebiet schließt den Harz nur noch im äußersten Randbereich mit ein. Da er als Quelle für die großen Schwermetalleinträge in die Innerste fungiert, soll an dieser Stelle der geologische Aufbau ebenfalls erwähnt werden.

Im Erdaltertum, zwischen 400 und 300 Mio. Jahren vor heute, war das heutige Harzgebiet eine Senkungszone und vom Meer bedeckt (OESTERREICH ET AL. 1997; FAASCH ET AL. 2001). Bis zu 2500 m mächtige Meeressedimente, aber auch herantransportiertes Material von nahegelegenen Festlandsbereichen, zeugen davon (FAASCH ET AL. 2001; LIESSMANN 2010; MOHR 1993). Während der variszischen Orogenese vor etwa 290 Mio. Jahren änderten sich die Verhältnisse. Wie die anderen nördlichen Mittelgebirge Deutschlands auch, wurde der Harz in dieser Phase stark angehoben (OESTERREICH ET AL. 1997; FLEIGE ET AL. 1999). Die tektonischen Prozesse während des Oberkarbons führten zur Entstehung eines Hochgebirges, welches in der Folgezeit der Erosion ausgesetzt war und eingeebnet wurde (FAASCH ET AL. 2001). Der Harz wurde vom oberen Perm bis zur Kreide teilweise vom Meer überflutet (ROTHER 2005). Kalk-, Gips- und Kreideablagerungen waren das Resultat dieser Meeresbedeckung (LIESSMANN 2010; MOHR 1993; ROTHER 2005).

Die im Jura beginnende und zwischen Unter- und Oberkreide (vor ca. 70 Mio. Jahren) stärker einsetzende Hebung durch tektonische Prozesse, welche mit der alpidischen Orogenese in Zusammenhang stehen, wurde der Harz erneut gehoben (MOHR 1982; FAASCH ET AL. 2001). Seit dem herrschen festländische Bedingungen vor und das Gebirge erlangte durch fortschreitende Erosionsprozesse seine heutige Gestalt (FAASCH ET AL. 2001; LIESSMANN 2010). Während des Pleistozäns übten auch Gletscher und deren Schmelzwässer ihre abtragende Wirkung auf die Oberfläche des Harzes aus (FAASCH ET AL. 2001).

Da die Innerste in der Nähe von Clausthal-Zellerfeld entspringt, ist für die Untersuchung besonders der Oberharz von Bedeutung. Das Ausgangsgestein kann bereits zu einer natürlichen Anreicherung von Schwermetallen im Fließgewässer führen (DOBLER 1999), weshalb der geologische Untergrund des Oberharzes im Folgenden kurz beschrieben werden soll.

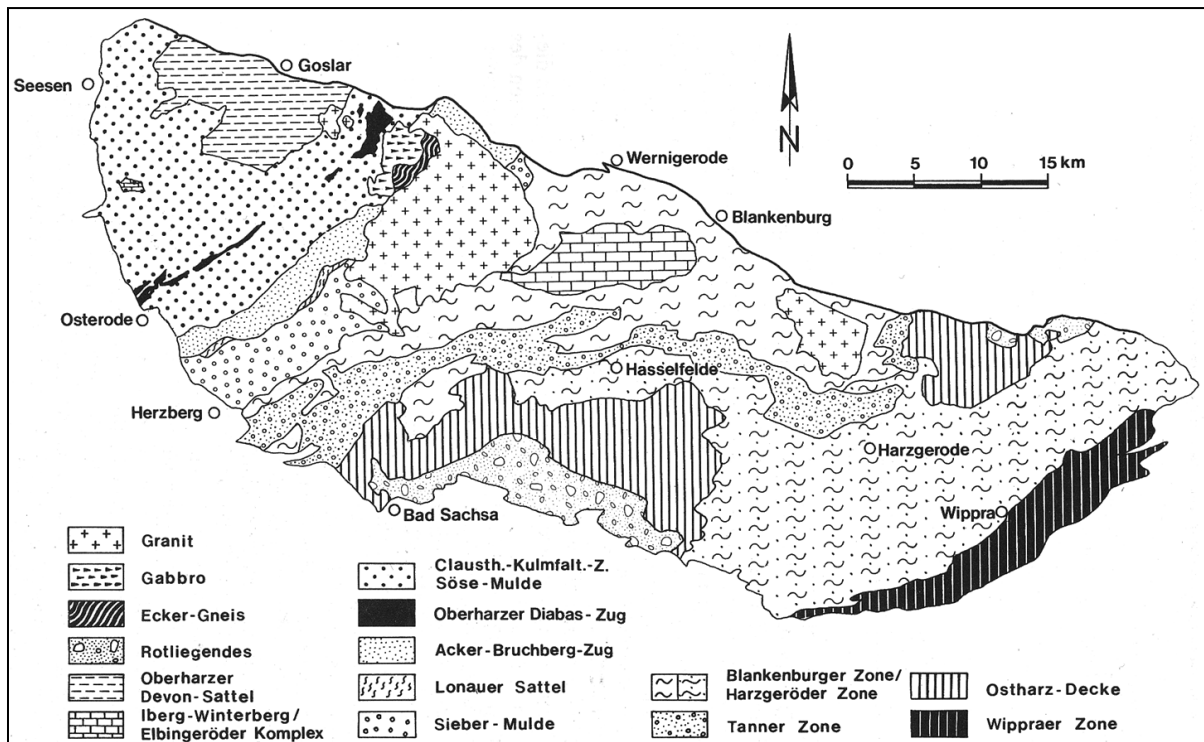


Abb. 3.4: Geologische Übersichtskarte Harz (Quelle: KNOLLE ET AL. 1997: 203)

Der Großteil des Oberharzes bildet eine, auf durchschnittlich etwa 600 m ü. NN liegende, Ebene, die aus Grauwacke, Kiesel- und Tonschiefern aufgebaut ist (Abb. 3.4). Dieser Bereich wird auch als „Clausthaler Kulmfaltenzone“ bezeichnet (MOHR 1993; LIESSMANN 2010). Im Norden des Oberharzes besteht aber mit dem „Oberharzer Devonsattel“ noch einen zweiter bedeutender Bereich (MOHR 1993; LIESSMANN 2010). Dieses Gebiet kann in zwei Teile unterteilt werden. Während im südöstlichen Bereich vorwiegend Sandsteine aus dem Unterdevon anzutreffen sind, ist der nordwestliche Teil vornehmlich aus mitteldevonischen Tonschiefern und oberdevonischen Kalksteinen aufgebaut (LIESSMANN 2010).

Bedeutend für den Bergbau im Harz und somit auch für die Belastungen in der Innerste sind die Gangstörungen, die im Oberharz vermehrt in paralleler Streichrichtung vorzufinden sind (LIESSMANN 2010). In diesen Oberharzer Erzgängen sind Blei-, Zink und Silbererze vorhanden, welche durch den mittelalterlichen Bergbau gefördert wurden (Abb. 3.5) (LIESSMANN 2010).

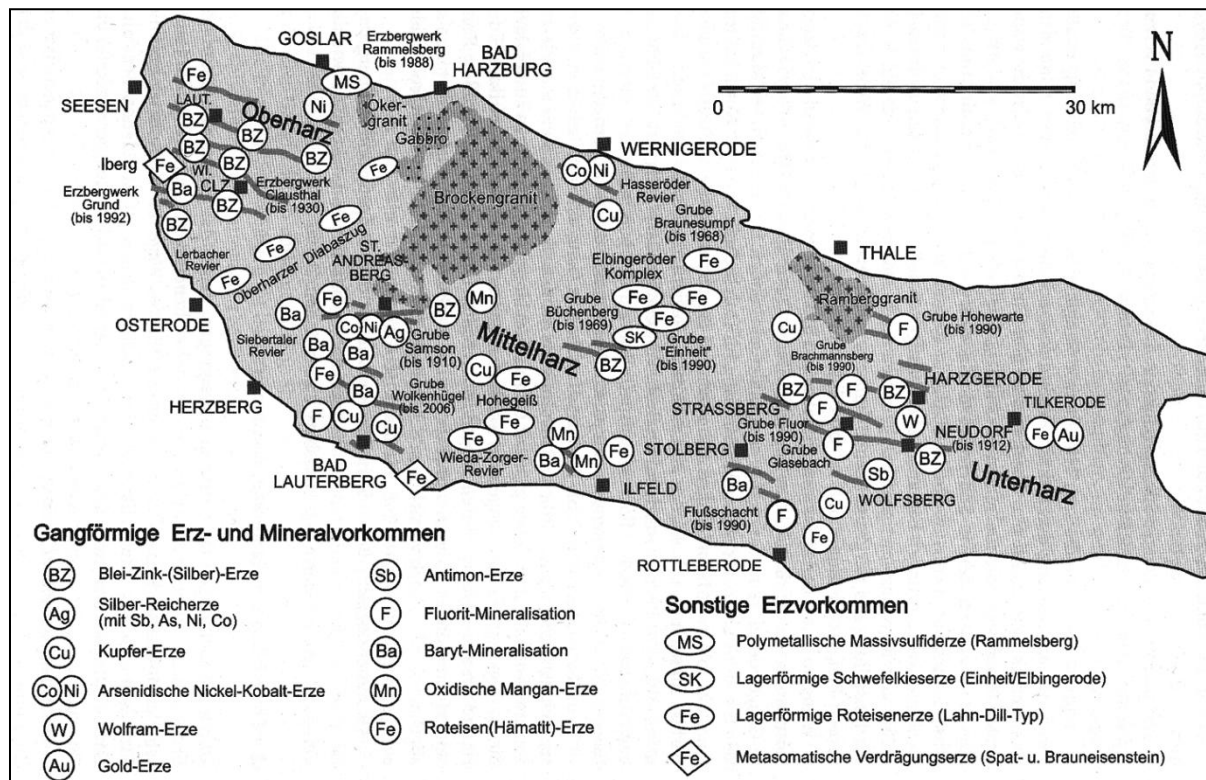


Abb. 3.5: Erzlagerstätten des Harzes (Quelle: LIESSMANN 2010: 13)

3.1.2 Das nördliche Harzvorland

Wie bereits erwähnt, ist das nördliche Harzvorland durch die Ablagerungen aus dem Mesozoikum geprägt. Aber auch die im Zechstein abgelagerten Salze spielen eine wichtige Rolle bei der Reliefgenese im Vorfeld des Harzes. Durch die Plastizität und Fließfähigkeit der Salze aufgrund hoher Temperaturen und hoher Drücke, wurden während der tektonischen Hebung des Harzes auch die Randbereiche beeinflusst (LIEDTKE & MARCINEK 2002; MOHR 1982).

Nachdem die Innerste bei Langelsheim den Harz verlässt, fließt sie in der Ringelheimer Mulde, auch Innerste Mulde genannt, Richtung Norden (SCHRADER 1970; KNOLLE 1997). Diese Mulde entstand durch die Auslaugung und Verlagerungen von Salzen im Untergrund. Umrahmt wird sie vom Lutterer Sattel und dem Hainberg im Westen und dem Salzgitterer Sattel im Osten (SCHRADER 1970). Diese Höhenzüge weisen eine annähernd rheinische Streichrichtung auf. Aufgeschlossen sind Buntsandstein sowie Kalk- und Tonsteine aus dem Mesozoikum (MOHR 1982). Im nördlichen Teil biegt der Salzgitterer Sattel in ein herzynisches Streichen um (siehe Abb. 3.3), wodurch auch die Fließrichtung

der Innerste in westliche Richtung umgelenkt wird (WALTER 1992; MOHR 1982; SCHRADER 1970). Im Flussabschnitt zwischen Langelsheim und Baddeckenstedt konnten sich durch die kalk- und gipshaltigen Gesteine im Untergrund Karsterscheinungen bilden. Im Gewässergütebericht erwähnen FAASCH ET AL. (2001) unterirdische Karstgerinne, die ein zusammenhängendes System von Goslar bis Baddeckenstedt ergeben. Folglich versickert ein großer, bis heute noch nicht quantifizierter, Teil des Oberflächenwassers in den Karstgerinnen und fließt annähernd parallel zur Innerste in Richtung Norden und Nordwesten (FAASCH ET AL. 2001). Durch die Verkarstungen sinkt der Grundwasserspiegel mit zunehmender Entfernung vom Flusslauf sehr schnell ab. Im Siedlungsbereich von Othfresen liegt er bereits in einer Tiefe von etwa 18 m (FAASCH ET AL. 2001). Neben den Karstgerinnen im Untergrund sind die Auswirkungen auch an der Oberfläche zu erkennen. Viele Erdfälle sind zwischen Langelsheim und Othfresen zu entdecken (KNOLLE 1997; FAASCH ET AL. 2001).

Südwestlich von Hildesheim wird die Innerste an ihrem südlichen Ufer vom herzynisch streichenden Hildesheimer Wald begleitet (SCHRADER 1970). Die Entstehung dieses Höhenzuges lässt sich ebenfalls auf Verwerfungen im Untergrund und das Eindringen von Zechsteinsalzen während tektonischer Beanspruchung erklären (FAASCH ET AL. 2001). Durch Erosion sind an den Flanken Buntsandstein, Muschelkalk und Keuper aufgeschlossen. Hinweise auf die Salztektunik geben auch die Kali-Bergwerke und Salinen am Hildesheimer Wald (FAASCH ET AL. 2001). Die gegenüber, auf der anderen Flussseite, befindlichen Hänge sind aus Ton-, Mergel- und Kalksteinen des Jura aufgebaut (siehe Abb. 3.3). Damit ist die Innerste auch in diesem Bereich von zwei Höhenzügen eingefasst (WALTER 1992, SCHRADER 1970).

Nördlich von Hildesheim fließt die Innerste in das Bördegebiet. Gekennzeichnet ist dieser Abschnitt durch sein geringes Gefälle resultierend aus der geringen Reliefenergie im Umfeld, wie die Beobachtungen vor Ort gezeigt haben. Die Börde ist geprägt durch die Lössanwehungen der letzten Kaltzeit. Dieses kalkhaltige, hauptsächlich aus Schlufffraktionen bestehende, Sediment wurde im Raum Hildesheim mit einer Mächtigkeit von bis zu 2 m abgelagert (KROLL 2005). Außerdem sind im Untergrund noch Flussablagerungen aus der Saale-Kaltzeit vorhanden (LBEG 2013).

3.2 Klima im Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Übergangsbereich vom ozeanisch zum subkontinental geprägtem Klima. Nach Osten vergrößert sich der kontinentale Einfluss zunehmend. Im Süden schließt sich das, durch die Mittelgebirgsschwelle geprägte, Klima des Berg- und Hügellandes an (KAPPAS ET AL. 2003; SELCK 2005). Ausgehend vom Harzrand in Richtung Norden, zur Hildesheimer Börde, lässt sich ein abnehmender Niederschlagsgradient beobachten (SELCK 2005). Diesen Trend bestätigen auch die Daten der Messstationen des Deutschen Wetterdienstes im Umfeld des Untersuchungsgebietes (siehe Tab. 3.1). Im Zeitraum zwischen 1971 und 2000 wurde an der Station Langelsheim-Astfeld ein mittlerer Jahresniederschlag von 820 mm gemessen. An der nördlichsten Station im Untersuchungsgebiet, in Sarstedt, wurde ein mittlerer Jahresniederschlag in Höhe von 596 mm erfasst (DWD 2013). Das Gebiet der Hildesheimer Börde, an das der nördliche Bereich des Untersuchungsgebietes angrenzt, wird auch von SELCK (2005) im Vergleich zu den umliegenden Regionen als relative „Trockenzone“ bezeichnet.

Mit Bezug auf den Deutschen Wetterdienst weisen KAPPAS ET AL. (2003) und GLASER ET AL. (2007) für das Untersuchungsgebiet im Zeitraum 1961 bis 1990 mittlere Lufttemperaturen zwischen 8°C und 9°C aus. Im südlichsten Abschnitt des Untersuchungsgebietes liegen die mittleren Jahrestemperaturen zwischen 7°C und 8°C (KAPPAS ET AL. 2003). Die veröffentlichten Daten der Lufttemperaturmessungen des DWD (2013) an Stationen im Untersuchungsgebiet über den Zeitraum von 1971-2000 bestätigen die oben genannten Daten, obwohl sie die Temperatur von 9°C leicht übersteigen (siehe Tab. 3.1).

Tab. 3.1: Mittlere Monatstemperaturen im Referenzzeitraum 1971-2000 (Quelle: DWD 2013)

Temperatur [°C] 1971-2000															
Station	Breite	Länge	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahr
SALZGITTER-RINGELHEIM	52°02'	10°18'	1,0	1,3	4,6	8,0	13,0	15,8	17,7	17,5	13,6	9,3	4,8	2,4	9,1
HILDESHEIM	52°08'	09°53'	1,5	1,7	4,9	8,1	12,9	15,5	17,4	17,2	13,7	9,5	5,2	2,8	9,2

Tab. 3.2: Mittlere Monatsniederschläge im Referenzzeitraum 1971-2000 (Quelle: DWD 2013)

Niederschlag [mm] 1971-2000															
Station	Breite	Länge	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahr
LANGELSHEIM-ASTFELD	51°55'	10°20'	69,0	47,0	71,0	57,0	66,0	86,0	72,0	72,0	64,0	66,0	68,0	83,0	820,0
LANGELSHEIM-LAUTENTHAL	51°52'	10°17'	106,0	69,0	100,0	80,0	77,0	105,0	92,0	92,0	86,0	85,0	100,0	117,0	1109,0
SALZGITTER-RINGELHEIM	52°02'	10°18'	53,0	38,0	55,0	48,0	63,0	70,0	65,0	64,0	54,0	52,0	55,0	63,0	680,0
SALZDETfurth, BAD	52°03'	10°00'	59,0	41,0	58,0	53,0	63,0	71,0	67,0	61,0	54,0	56,0	59,0	72,0	714,0
SARSTEDT	52°14'	09°50'	45,0	32,0	48,0	44,0	50,0	66,0	62,0	58,0	49,0	44,0	46,0	53,0	596,0

Bezogen auf die Thematik ist ein Blick über die südliche Grenze des Untersuchungsgebietes hinaus sinnvoll. Die Niederschlagsdaten im nordwestlichen Oberharz spielen im Bezug auf potentielle Hochwasserereignisse eine entscheidende Rolle. Das letzte große Hochwasserereignis an der Innerste im September 2007 ist auf über mehrere Tage anhaltende Niederschläge zurückzuführen (NLWKN 2007). Aufgrund der nördlichen Lage des Harzes an der Grenze zur Norddeutschen Tiefebene und den großen Höhenunterschieden zwischen dem Vorland und dem Oberharz, fallen besonders im Westharz deutlich höhere Niederschlagsmengen als im Umfeld (BROSIUS ET AL. 1990; GLÄSSER 1994; HENDL 2002). Im Zeitraum von 1951 bis 1980 wurden im Bereich der Clausthaler-Hochfläche mittlere Jahresniederschläge in Höhe von >1300 mm gemessen (GLÄSSER 1994; HENDL 2002). Die Daten des Deutschen Wetterdienstes aus dem Zeitraum von 1971 bis 2000 weisen vergleichbare Niederschlagswerte auf (siehe Tab. 3.2). Bei Betrachtung der Tabellen 3.1 und 3.2 fallen die allgemein höheren Niederschlagswerte im Oberharz im Vergleich zum Harzvorland deutlich auf. Besonders West- und Nordwestwetterlagen führen zu hohen Niederschlagsmengen auf der Clausthaler-Hochfläche (GLÄSSER 1994). Zwischen 1951 und 1980 wurden durchschnittlich 160 Niederschlagstage mit mittleren Tagesmaxima von 50 mm gemessen (GLÄSSER 1994).

Die erhöhten Abflüsse, die durch die hohen Niederschlagsmengen verursacht werden, dazu zählen auch die hohen Abflussraten ausgelöst durch die Schneeschmelze, werden seit 1966 durch die Innerste-Talsperre weitestgehend reguliert (HARZWASSERWERKE 2010).

MOSELEY & STICKAN (2011) weisen anhand des berechneten Klimaszenarios mit dem Referenzzeitraum von 1971 bis 2000 im Rahmen der „Klimafolgenforschung in Niedersachsen“ (KLIF) auf Niederschlags- und Temperaturveränderungen im zurückliegenden Jahrzehnt hin. Im Rahmen des KLIF-Programms wurden Niederschlagsveränderungen im Jahresmittel von ca. +6 % (Sommer: -6 %, Winter: +10 %) und Temperaturveränderungen im Jahresmittel von etwa +1,2 °C (Sommer: +0,8 °C, Winter: +1,6 °C) bis zum Jahr 2040 für das nordwestliche Harzvorland vorhergesagt (MOSELEY & STICKAN 2011).

3.3 Landnutzung im Untersuchungsgebiet

Für die Fragestellung dieses Projektes spielt die Nutzung der beprobten Böden im Untersuchungsgebiet eine entscheidende Rolle. Unterschieden wird in drei Nutzungskategorien.

Erstens in die landwirtschaftliche Nutzung. Hier ist besonders der Ackerbau, mit all seinen Einflüssen auf die bewirtschafteten Böden, hervorzuheben. Zweitens wird in Siedlungsflächen unterschieden. Dieses sind besonders die großen Siedlungsbereiche, welche sich an der Innerste befinden, wie Sarstedt, Hildesheim und Langelsheim. Aber auch der Einfluss mehrerer kleinerer Ortschaften, die sich in kurzen Abständen entlang des Flusses aneinander reihen (z.B. Ringelheim und Sehlde), wird in diese Kategorie mit einbezogen. Der landwirtschaftliche Einfluss ist zwischen den Ortschaften zwar

nicht zu negieren, dem von den Siedlungen ausgeübte Einfluss, meist auch auf den flussabwärtigen Abschnitt, wird in diesen Fällen aber ein höherer Rang beigemessen. Von großer Bedeutung sind auch kommunale Kläranlagen, die mit dem Einfluss von Siedlungsgebieten verbunden sind. Die dritte Kategorie stellen Naturschutzgebiete dar. Diese Flächen sind über mehrere Jahre, besser noch Jahrzehnte, nur in geringstem Maße durch anthropogene Eingriffe verändert worden. Die Böden sollten sich also in diesen Bereich annähernd natürlich entwickeln können. Die Art der Landnutzung wurde während Geländebegehungen und Kartierungen erfasst. Die Beobachtungen und Ergebnisse werden im Folgenden vorgestellt und beziehen sich, sofern nicht anders gekennzeichnet, auf die gewonnenen Informationen vor Ort.

Im Süden des Untersuchungsgebietes beginnend, erstreckt sich zwischen der Stadt Langelsheim und der Ortschaft Groß Dungen südöstlich von Hildesheim ein sich weit erstreckendes Naturschutzgebiet (NLWKN 2008). Das Naturschutzgebiet „Mittleres Innerstetal mit Kanstein“ nimmt einen sehr großen Flussabschnitt des Untersuchungsgebietes ein. Eine differenzierte Betrachtung des Stoffhaushaltes der Auenböden würde sich mit Bezug auf die Landnutzung in diesem Bereich erübrigen, da der Flussabschnitt lediglich einer Nutzungskategorie zugeordnet werden kann. Für diese Untersuchung wird das angesprochene Schutzgebiet allerdings nicht berücksichtigt. Die Begründung liegt in dem noch sehr jungen Alter des Schutzgebietes. Die Verordnung ist erst am 25. September 2008 in Kraft getreten (NLWKN 2008). Für diesen, verglichen mit den anderen Naturschutzgebieten entlang der Innerste, kurzen Zeitraum des Bestehens werden nur verschwindend geringe Auswirkungen auf die Bodengenese und den Stoffhaushalt erwartet. BURGHARDT (1994) gibt eine durchschnittliche Zeitspanne von 25 Jahren an, nach der die Auswirkungen eines Landnutzungswandels nachzuweisen sind.

Bei der Einteilung ist zu beachten, dass die unmittelbar an den Fluss angrenzenden Auenbereiche keiner intensiven Nutzung unterliegen. Sie können somit als Ödland bezeichnet werden. Während Siedlungsflächen und Naturschutzgebiete häufig bis an die Flussufer heranreichen, sind Ackerflächen in der Regel durch die Ödlandbereiche von der Innerste getrennt. Trotzdem wird diesen Abschnitten eine landwirtschaftlich geprägte Landnutzung zugeordnet, da der landwirtschaftliche Einfluss in diesen Bereichen prägend ist.

Dem Auenbereich zwischen Langelsheim und Palandsmühle kann ein großer Siedlungseinfluss zugeschrieben werden. Dies lässt sich nicht nur durch die Stadt Langelsheim erklären, sondern auch durch die Kläranlage „Innerstetal“, die sich flussabwärts von Langelsheim befindet. Dort werden die Abwässer der Oberharzer Ortschaften geklärt, welche im Einzugsgebiet der Innerste, oberhalb der Talsperre liegen (FAASCH ET AL. 2001). Diese Ortschaften sind durch eine ca. 42 km lange Abwasserleitung mit der Kläranlage verbunden. Das gereinigte Abwasser wird anschließend in die Innerste geleitet (FAASCH ET AL. 2001). Weiterhin ist in diesem Abschnitt die Einmündung der Grane zu beachten. Entlang dieses Flusses wurden viele Schlacke- und Pochsandhalden angelegt, von welchen noch heute schwermetallhaltige Sedimente erodiert werden und somit über die Grane in die Innerste gelangen (FAASCH ET AL. 2001). Zu erwähnen ist auch noch das 2,3 ha große Naturschutzgebiet „Schlackenhalde Bredelem“, welches 1976 ausgewiesen wurde (BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG 1976). Es liegt südwestlich der Kläranlage an der linken Uferseite der Innerste. Hier befinden sich Reste einer mittelalterlichen Erzschlackenhalde, die reichhaltig an schwermetallbelasteten Sanden ist. Auf Grund der seltenen Vegetation, die auf diesen Extremstandorten ansässig ist, erklärt sich die Schutzwürdigkeit (BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG 1976). Weil dieses Naturschutzgebiet durch die anthropogenen Ablagerungen extrem stark beeinflusst ist, wird es bei der Untersuchung nicht berücksichtigt. Eine Verfälschung der Messergebnisse, bezogen auf die Landnutzung, durch die hohen Schwermetallgehalte ist anzunehmen.

Der Flussabschnitt zwischen Palandsmühle und Othfresen ist durch landwirtschaftliche Nutzung geprägt. Weiteren anthropogenen Einfluss auf diesen Flussabschnitt wurde durch die ehemalige

Eisen- und Kupferhütte „Kunigunde“ ausgeübt. Seit 1881 ist der Kupferhammer an diesem Standort aber nicht mehr in Betrieb (WANO 2005).

Im Landkreis Salzgitter zwischen Othfresen und Ringelheim grenzen ebenfalls hauptsächlich landwirtschaftlich genutzte Flächen an die Innerste. Bei einer Begehung des Geländes viel hier besonders auf, dass sich der Fluss in diesem Abschnitt wieder naturnah entwickeln kann. Viele kleinere Flusswindungen und die Entwicklung natürlicher Abbruchkanten an den Prallhängen weisen darauf hin.

Der Innerste-Abschnitt zwischen Ringelheim und Sehlde wird in die Kategorie der siedlungsbeeinflussten Nutzung eingeordnet. Die beiden Ortschaften liegen in kurzer Entfernung zueinander entlang des Flusses und die Siedlungsbereiche reichen bis an den Flusslauf heran. Zwischen den beiden Ortschaften werden die Flächen zwar landwirtschaftlich genutzt, der Einfluss der Siedlungsbereiche wird aber höher bewertet.

Flussabwärts der Ortschaft Sehlde gewinnt die landwirtschaftliche Nutzung wieder an Bedeutung, welche sich bis Baddeckenstedt fortsetzt. Die ackerbauliche Nutzung muss dabei besonders hervorgehoben werden.

Ab dem östlichen Rand von Baddeckenstedt bis unterhalb der Ortschaft Rhene wird der Abschnitt erneut als Siedlungsnutzung klassifiziert. Wie schon zwischen Ringelheim und Sehlde gibt es auch hier größere Bereiche, die nicht durch Siedlungsflächen gekennzeichnet sind, doch der Einfluss der Siedlungsbereiche überwiegt auch hier. Westlich von Baddeckenstedt befindet sich zudem am Ufer eine Kläranlage, welche ihr gereinigtes Abwasser in die Innerste einleitet. Der Aspekt der Siedlungsnutzung wird hierdurch noch bestärkt.

Von Rhene bis Groß Dungen finden sich entlang der Innerste landwirtschaftlich genutzte Flächen. Die landwirtschaftliche Nutzung lässt sich in diesem Abschnitt unterteilen in Ackerflächen sowie Wiesen- und Weideflächen. Letztere befinden sich vermehrt zwischen den Ortschaften Hockeln und Groß Dungen.

Dem Flusslauf weiter folgend liegt zwischen Heinde und Egenstedt eine weitere kommunale Kläranlage. Aber auch die Lage der Ortschaften Heinde und Groß Dungen unmittelbar am Ufer des Flusses sprechen für eine Kategorisierung dieses Abschnittes als hauptsächlich für Siedlungszwecke genutzter Bereich. Gerade zwischen den Ortschaften Groß Dungen und Egenstedt nimmt die landwirtschaftliche Nutzung aber wieder bedeutend zu.

Die landwirtschaftliche Nutzung bleibt auch noch bis auf Höhe der Ortschaft Marienburg, mit der dazugehörigen Domäne Marienburg am südöstlichen Rand des Stadtgebietes von Hildesheim, vorherrschend. Zwischen Egenstedt und Marienburg zeichnen sich die genutzten Flächen hauptsächlich durch Ackerbau aus. Zum Schutz vor Überflutungen bei Hochwasser sind besonders die Ackerflächen rechtsseitig des Flusses durch Deiche geschützt.

Der flussabwärts folgende Abschnitt bis zum Lönsbruch gilt seit 1986 als Naturschutzgebiet und trägt den Namen „Am roten Steine“. Das Schutzgebiet umfasst eine Fläche von 28 ha und schließt den Mündungsbereich der Beuster in die Innerste nördlich der Domäne Marienburg ein (BEZIRKSREGIERUNG HANNOVER 1986). Mit dem Lönsbruch befinden sich innerhalb des Schutzgebietes Auenwaldreste sowie schützenswerte Pflanzen- und Tierarten. Eine Umwandlung von Ackerflächen in Grünlandnutzung wurde vollzogen. Die Nutzung des Grünlandes ist nur noch ohne Drainage und den Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln gestattet (BEZIRKSREGIERUNG HANNOVER 1986).

Im Stadtgebiet von Hildesheim ist die Innerste enorm durch Siedlungseinflüsse geprägt. NEHLER (2010) berichtet, dass die ersten baulichen Verlagerungen des Flusslaufes, zum Schutz und zur Befestigung der Stadt, bereits Mitte des 13. Jh. durchgeführt wurden. Außerdem wurde die Innerste im weiteren Verlauf des Mittelalters immer häufiger zum Antrieb von Mühlen genutzt, was die Konstruktion von Mühlenbächen erforderte (FINKE 2003). Besonders stark verbaut ist die Innerste im Bereich der Bischofsmühle, wo der Fluss auf einer Betonsohle fließt und ein Seitenarm als künstliche

Kanustrecke genutzt wird. Große Baumaßnahmen zum Hochwasserschutz der Stadt fanden zudem in den 1930er und 1960er Jahren statt (FINKE 2003). Im nördlichen Stadtgebiet, zwischen Fünf-Bogen-Brücke und Gut Steuerwald, ist der Einfluss der Siedlungsbereiche immer noch sehr groß. Auch wenn die besiedelten und versiegelten Flächen nicht mehr direkt an das Ufer heranreichen. Die ufernahen Bereiche sind Grünland und werden im Bezug auf den Hochwasserschutz als Retentionsflächen genutzt (NMU 2013).

Im Folgenden schließen sich auf der westlichen Uferseite die Naturschutzgebiete „Mastberg und Innersteaue“ (NLWKN 2008A) und „Haseder Busch“ (REGIERUNGSBEZIRK HILDESHEIM 1974) an. Auf der östlichen Flussseite befindet sich die städtische Kläranlage, welche ihr Wasser auf Höhe des Haseder Busches an die Innerste abgibt. Auf Grund dieser Gegebenheiten ist die Einstufung dieses Abschnittes, der bis an den südlichen Rand der Ortschaft Hasede reicht, schwierig. Durch den großflächigeren Anteil überwiegt die Nutzung für Naturschutzzwecke und der Bereich ist daher auch eher in diese Kategorie einzuordnen. Während das Schutzgebiet „Haseder Busch“ bereits 1974 eingerichtet wurde, gibt es das Naturschutzgebiet „Mastberg und Innersteaue“ erst seit 1989 (REGIERUNGSBEZIRK HILDESHEIM 1974; NLWKN 2008A). Während im Bereich des Mastberges Altarmreste und Feuchtwiesen einen besonderen Bestandteil der Schutzwürdigkeit ausmachen, sind im Bereich des Haseder Busches der Hartholzauenwald und ebenfalls Altarmreste sowie Feuchtwiesen von Bedeutung (REGIERUNGSBEZIRK HILDESHEIM 1974; NLWKN 2008A).

Die städtische Kläranlage existiert seit 1915 (VON RODER & WITTSCHIEBER 1998). Die Reinigungsmaßnahmen waren damals, im Vergleich zu heute, natürlich noch nicht so weit entwickelt. Im Laufe der Zeit wurde die Anlage immer weiter ausgebaut, bis 1998 die neue Kläranlage fertiggestellt war. Das Abwasser wird heute in der Anlage auf mechanischem und biologischem Wege gereinigt (VON RODER & WITTSCHIEBER 1998).

Im Norden des Haseder Busches grenzt direkt die Wehranlage der Großen Mühle in Hasede an. Diese ist heute noch in Betrieb und durch die Wehranlage wird über einen großen Zeitraum des Jahres das Wasser aufgestaut. Auch wenn dieses heutzutage nicht mehr für den Antrieb von Wasserrädern benötigt wird. Dieser Stau-effekt macht sich im Abschnitt der Naturschutzgebiete bemerkbar, wie vor Ort ermittelt werden konnte. Das Wasser fließt nur noch sehr langsam und der Höhenunterschied von der Wasseroberfläche zur Oberkante des Ufers ist mit durchschnittlich 30 cm sehr gering.

Der Bereich zwischen Hasede und Ahrbergen ist wieder vermehrt durch landwirtschaftliche Nutzung gekennzeichnet. Eine kommunale Kläranlage liegt zwischen den beiden Ortschaften. Zusammen mit den Ortschaften Giesen und Groß Förste muss der Siedlungsnutzung mehr Gewicht eingeräumt werden als der landwirtschaftlichen Nutzung, auch wenn die Ortslagen nur stellenweise an den nahen Uferbereich heranreichen. Mit dem „Ahrberger Holz/Groß Förster Holz“ befindet sich auch ein kleines Naturschutzgebiet südlich von Ahrbergen. Es ist noch vergleichsweise jung (Erstverordnung aus dem Jahr 1996) und mit 44 ha Größe im Vergleich zu den anderen Nutzungsarten sehr kleinflächig (BEZIRKSREGIERUNG HANNOVER 1996). Daher muss über den Einfluss dieses Naturschutzgebietes im beschriebenen Abschnitt hinweggesehen werden.

Das Bild ändert sich noch etwas mehr am Flussabschnitt zwischen Ahrbergen und Sarstedt. Hier herrscht ausschließlich landwirtschaftliche Nutzung vor. Ackerflächen nehmen den Großteil dieses Bereiches ein. Sie reichen bis unmittelbar an das Ufer der Innerste. Auf der östlichen Flussseite schließt sich, mit einer Entfernung von mindestens 100 bis 150 m zum Fluss, an den ackerbaulichen Bereich eine ehemalige Kiesabbaustätte an. Viele Teiche und kleinere Seen prägen diesen Abbaubereich. Vereinzelt werden die Seen zugeschüttet um sie einer anderen Nutzung zur Verfügung zu stellen. Die Innerste fließt hier in einem regulierten Flussbett. Bei der Betrachtung auf dem Messtischblatt der Preußischen Landesaufnahme (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESVERWALTUNGSAMT 2009), Blatt Sar-

stedt von 1896, sind noch deutliche Mäander zu erkennen, die heute nicht mehr existieren. Nach FINKE (2003) lassen sich die Regulierungen vermutlich auf die 30er Jahre des 20. Jahrhunderts zurückdatieren.

Zwischen Sarstedt und Ruthe überwiegt erneut die Siedlungsnutzung. Starke bauliche Veränderungen sind im Bereich von Sarstedt zu erkennen. Wie schon in Langelsheim und Hildesheim, fließt die Innerste auch in Sarstedt direkt durch das Stadtgebiet. Nordwestlich von Sarstedt nimmt der Ackerbau zwar wieder zu, doch der Einfluss des Siedlungsbereiches überwiegt auch hier. Zudem liegt in gleicher Richtung eine weitere kommunale Kläranlage, welche die letzte vor der nahen Mündung in die Leine ist.

Bei Ruthe befindet sich nördlich der Innerste und östlich der Leine ein weiteres Naturschutzgebiet. Es trägt den Namen „Leineaue zwischen Ruthe und Koldingen“ (BEZIRKSREGIERUNG HANNOVER 2001). Wie aus der Beschreibung schon hervorgegangen ist, liegt es direkt am Mündungsbereich der Innerste in die Leine. Auswirkungen auf die Böden der Innersteaue werden daher nur als äußerst gering eingestuft. Eine Probeentnahme fand in diesem Bereich nicht mehr statt, womit dieses Schutzgebiet im Bezug auf die Bewertung der Ergebnisse außer Acht gelassen wird.

4 Methodik

Um die Verteilung der Schwermetall- und Nährstoffgehalte in der Innersteaue zu erfassen und eine Zuordnung zu den Landnutzungen zu vollziehen, mussten zunächst Beprobungsstandorte festgelegt werden. Durch Geländebegehungen und Kartenauswertungen wurden Bereiche unterschiedlicher Landnutzung im Untersuchungsgebiet ausgewiesen (siehe Kap. 3.3). Die weitere Vorgehensweise zur Auswahl der Beprobungsstandorte und Anfertigung von Bodenprofilen wird in Kapitel 4.1 erläutert. Nach Entnahme der Bodenproben wurden diese im Labor analysiert. Zur Bewertung der gewonnenen Analyseergebnisse von ausgewählten, pedologischen Grundparametern sowie Schwermetall- und Nährstoffgehalten wurden statistische Verfahren angewandt. Informationen zu den Laboranalysen und statistischen Verfahren sind den Kapiteln 4.2 und 4.3 zu entnehmen.

4.1 Auswahl der Beprobungsstandorte

Im Untersuchungsgebiet wurden entlang der Innerste elf Transekte quer zum Flusslauf festgelegt, in deren Bereichen die Bodenprofile angelegt wurden. Ausschlaggebend für die Lage der Transekte ist die Landnutzung, welche flussaufwärts des Transekts vorherrschend ist. Unterschieden wird hierbei zwischen landwirtschaftlicher Nutzung, Siedlungsbereichen, inklusive gewerblicher und industrieller Nutzung, sowie Nutzung zu Naturschutzzwecken. Die kleinräumig siedlungsgeprägten Bereiche, wie z.B. der Abschnitt zwischen Ringelheim und Sehle, wurden nicht bei der Beprobung erfasst. Aufgrund der geringen Ausdehnung ist eine Vermischung der Einflüsse der Siedlungsbereiche und der angrenzenden landwirtschaftlich geprägten Abschnitte zu erwarten. Eine Übersicht zu den erfassten Bereichen bietet Abbildung 5.1.

Wie oben bereits erwähnt, wurden die Profile entlang der Transekte angelegt und zwar beiderseits des Flusses jeweils eines standardmäßig in einer Entfernung von zwei bis fünf Metern zum Ufer und eines etwa auf der Hälfte der Ausdehnung der Flussaue. Für die flussfernen Standorte wurde zur Beprobung keine definierte Distanz vom Fluss gewählt, da die Aue in ihrer Ausdehnung von Ort zu Ort stark variieren kann. Um die Anzahl der Proben im Rahmen der Projektmittel auf einem überschaubaren Niveau zu halten, wurden vorerst keine weiteren Profilstandorte festgelegt. Die nahe am Fluss gelegenen Bodenprofile wurden während der ersten Beprobungsphase erstellt (Frühjahr und Sommer 2009), die Bodenprofile in weiterer Entfernung zur Innerste in der zweiten Phase (Frühjahr und Sommer 2010). Der Bereich der Aue, der das Untersuchungsgebiet darstellt, wird durch die vom NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) festgeleg-

ten Hochwassergefährdungsgebiete abgegrenzt. Die Überschwemmungsgebiete wurden durch den NLWKN vorläufig ausgewiesen und grenzen Gebiete ab, die statistisch alle 100 Jahre durch ein Hochwasser überflutet werden (NLWKN 2012; NLWKN 2013). Pro Transekt sollten also vier Bodenprofile vorliegen. Aus Gründen der Zugänglichkeit, Nutzung und rechtlicher Belange konnten die Profile nicht exakt entlang einer Linie quer zur Fließrichtung angelegt werden. Folglich bilden die ausgewählten Transekte keine gerade, linienhafte Form, sondern eine schmale Fläche. Die Abweichungen der Bodenprofile von einer fiktiven Linie bewegen sich aber meist im vergleichsweise kleinräumigen Maßstab (siehe Anhang A.1). Außerdem wurde wegen der engen Abgrenzung des Überschwemmungsgebietes stellenweise auf die Bodenprofile der zweiten Beprobungsphase verzichtet, da aufgrund der sehr kurzen Distanz zwischen den Profilen keine wesentlichen Veränderungen im Überflutungsverhalten anzunehmen sind. Weitere Gründe für das Auslassen von Profilaufnahmen in größerer Distanz zum Fluss sind übermäßig erschwerende Untergrundeigenschaften (extrem hoher Bodenskelettanteil) und die Überschneidungen von Hochwassereinflüssen, besonders im Mündungsbereich der Innerste in die Leine. Weitere Informationen zu den einzelnen Transekten werden in Kapitel 5 gegeben.

Die Bodenprofile wurden in Schürfgruben angelegt. Dort fanden auch die Bodenansprache (nach SPONAGEL ET AL. 2005) und die Probenahme statt. Je nach Einfluss von Grund- und Stauwasser weisen die Profile eine Tiefe von 65 bis 145 cm auf. Im Anhang sind ausgewählte Daten zu den angelegten Profilen zu finden (Anhang A.2). Die Beprobung der Böden geschah gegliedert nach Horizonten. Für die durchzuführenden Analysen werden ausschließlich gestörte Bodenproben benötigt.

4.2 Laboranalysen

Bis auf die Messungen der Schwermetall- und Nährstoffgehalte mittels ICP-OES und die Korngrößenbestimmung im Partikelanalysator wurden die Bodenproben im Umweltlabor der Universität Hildesheim analysiert. Zu den analysierten pedologischen Grundparametern gehören pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, CaCO_3 -Gehalt, und Glühverlust (Organische Masse). Die Schwermetallanalysen umfassen neben der Bestimmung der Gesamtgehalte auch die Bestimmung der pflanzenverfügbaren Fraktionen.

Zur Vorbereitung der Bodenproben für die Laboruntersuchungen wurden sie nach der Entnahme in geeigneten Räumlichkeiten luftgetrocknet.

4.2.1 Korngrößenanalyse

Die Korngrößenverteilungen in den Böden spielen besonders für die Bindungsprozesse von Schwermetallen und Nährstoffen eine Rolle. Thematisiert wird der Zusammenhang zwischen Schwermetallgehalt und Korngrößenanteilen im Boden, insbesondere der Tongehalt, unter anderem in den Untersuchungen und Berichten von SCHLICHTING & ELGALA (1975), KUNTZE & HERMS (1986), FILIPINSKI & GRUPE (1990), HORNBURG & BRÜMMER (1993), HILLER & BRÜMMER (1995), FELDWISCH ET AL. (2004), GEEBELEN ET AL. (2006), DERZ ET AL. (2012). Aber auch weitere Bodenparameter, wie z.B. der pH-Wert, können durch den Faktor Korngrößenanteil beeinflusst werden (BUNDESVERBAND BODEN 2000). Der Feinboden wurde durch Trockensiebung vom Grobboden sowie größerem Pflanzenmaterial getrennt. Nach DIN ISO 11277 (BLUME ET AL. 2000; HARTGE & HORN 2009; BLUME ET AL. 2011) erfolgte die Siebung des luftgetrockneten Bodens mit einem 2 mm-Prüfsieb. Zur Vorbereitung der Analyse mittels Partikelanalysator an der Universität Jena musste eine weitere Siebung vorgenommen werden, da keine Korngrößen >1 mm im Partikelanalysator gemessen werden können. Hierzu wurden die Feinbodenproben mit einem 0,63 mm-Prüfsieb erneut gesiebt. Die Bestimmungen der feineren Korngrößenfraktionen wurden anschließend maschinell durchgeführt.

4.2.2 pH-Wert

Für das Bindungsverhalten von Schwermetallen im Boden ist der pH-Wert ein sehr entscheidender Parameter (KUNTZE ET AL. 1994; ALLOWAY 1999; FIEDLER 2001; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Unter anderem weisen auch HERMS & BRÜMMER (1984), HORNBURG & BRÜMMER (1993), HORNBURG ET AL. (1995), KUDJELKA ET AL. (2002), BRANDT (2003), FELDWISCH ET AL. (2004), HAAG ET AL. (2007) in ihren Ausarbeitungen darauf hin. Informationen zum Einfluss des pH-Wertes auf die Schwermetallmobilität folgen in Kapitel 7.1.1.

Die Messungen des pH-Wertes wurden in Anlehnung an DIN ISO 10390 (BLUME ET AL. 2000; BLUME ET AL. 2011) mittels pH-Meter durchgeführt. Die zu messende Lösung wurde in dieser Untersuchung mit demineralisiertem Wasser hergestellt. Zu beachten ist, dass durch die Anfertigung der Suspension mit Wasser ein „Verdünnungseffekt“ (BLUME ET AL. 2011) entstehen kann. Der gemessene pH-Wert kann somit bis zu 0,8 Werteinheiten höher ausfallen als in einer KCl- oder CaCl_2 -Lösung (FIEDLER 2001). Bei einer Stichprobenmessung der entnommenen Bodenproben in KCl-Lösung wurden mittlere Abweichungen von 0,35 Werteinheiten, bei einer Standardabweichung von 0,4 Werteinheiten, festgestellt.

4.2.3 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit wurde als pedologischer Grundparameter gemessen, um quantitative Aussagen über lösliche Salze (Ionen) im Boden tätigen zu können (BARSCH ET AL. 2000; BLUME ET AL. 2011). Die Messung kann nach DIN ISO 11265 (BLUME ET AL. 2000) in der zur Messung des pH-Wertes angesetzten Suspension mit demineralisiertem Wasser erfolgen. Zum Einsatz kam ein Leitfähigkeitsmessgerät mit automatischer Temperaturkorrektur.

Eine erhöhte Ionenkonzentration in der Bodenlösung kann sich, durch den Ionenaustausch an den Sorptionsplätzen der Bodenkolloide, mobilisierend auf die Schwermetalle an den Bodenkolloiden auswirken (KLEY 1999; BLUME ET AL. 2011A). Zudem bewirkt die Erhöhung der Salzgehalte im Boden einen Anstieg des pH-Wertes (BLUME ET AL. 2011A). Die Auswirkungen der Salzgehalte in den Böden des Untersuchungsgebietes werden in den Kapiteln 7.1.1 und 7.1.2 diskutiert.

4.2.4 Glühverlust

Die organische Substanz im Boden bietet ein hohes Bindungspotential für Schwermetalle (HERMS & BRÜMMER 1984; FILIPINSKI & GRUPE 1990; HORNBURG & BRÜMMER 1993; HILLER & BRÜMMER 1995; ZEIN 1995; HILLER & BRÜMMER 1997; ALLOWAY 1999; FIEDLER 2001; KUDJELKA ET AL. 2002; FELDWISCH ET AL. 2004; VAN DER PERK 2006; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010; DERZ ET AL. 2012) und Nährstoffe (KUNTZE ET AL. 1994; FREY & LÖSCH 2004; SCHUBERT 2006; BRADY & WEIL 2008; LÜTTGE ET AL. 2010; BLUME ET AL. 2011A). Die Auswirkungen des Humusgehaltes in Böden auf den Elementhaushalt werden in Kapitel 7.1.2 aufgegriffen.

Die Proben wurden in Anlehnung an DIN 19684-3 (BLUME ET AL. 2000; BLUME ET AL. 2011) nach Trocknung bei 105 °C im Muffelofen für zwei Stunden bei 430 °C geglüht. Über den Gewichtsverlust wurden folgend die Anteile organischer Substanz errechnet.

Bei dieser Methode der Bestimmung der Gesamtgehalte organischer Substanz können durch den Verlust von Kristallwasser, in diesem Fall besonders aus der Tonfraktion, Fehler auftreten (BLUME ET AL. 2011). Durch die geringere Glühtemperatur – nach DIN 19684-3 müsste sie 550 °C betragen – soll dieser Fehler minimiert werden.

4.2.5 Kalkgehalt

Der Kalkgehalt eines Bodens bildet eine bedeutende Regelgröße für den pH-Wert, womit er einen besonderen Faktor für die Mobilität von Nährstoffen und Schwermetallen darstellt (KUNTZE ET AL.

1994). Niedrige pH-Werte können durch einen hohen Kalkgehalt gepuffert werden (KUNTZE ET AL. 1994; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010; STAHR ET AL. 2012). Kalk im Boden liegt „meist in Form von Calciumcarbonat (Calcit)“ (BARSCH ET AL. 2000: 328) vor.

Gemäß DIN ISO 10693 (BLUME ET AL. 2000; BLUME ET AL. 2011) wurde der Carbonatgehalt mit Hilfe einer „Scheibler-Apparatur“ bestimmt. Die Ergebnisse werden nach Umrechnung als CaCO_3 -Gehalt angegeben. Es ist allerdings nicht zwingend davon auszugehen, dass das während der Messung entstandene CO_2 nur auf das vorhandene Calciumcarbonat zurückzuführen ist, da noch weitere Carbonatverbindungen vorliegen können (BLUME ET AL. 2011).

4.2.6 Schwermetallgehalte

Zur Bestimmung der Schwermetallgehalte wurden zwei unterschiedliche Verfahren angewendet. Die Extraktion mittels Königswasser-Aufschluss dient der Ermittlung des Gesamtgehaltes, mit Hilfe der Ammoniumnitrat-Extraktion (NH_4NO_3) werden die pflanzenverfügbaren Anteile bestimmt (BLUME ET AL. 2011). Der Aufschluss mittels NH_4NO_3 ist für die Erfassung der mobilen Schwermetallfraktionen in Böden gut geeignet, was von ZEIN & BRÜMMER (1991), HORNBERG ET AL. (1995), ZEIN (1995) sowie HUND-RINKE & KÖRDEL (2012) bestätigt wird.

4.2.6.1 Königswasser-Extraktion

Die Bestimmung der Schwermetallgesamtgehalte wurde in Anlehnung an die DIN 38414 (BLUME ET AL. 2000) im Mikrowellenaufschlussverfahren durchgeführt. Für diese Methode werden 2 g getrockneter Feinboden mit 4 ml 65%iger Salpetersäure (HNO_3) sowie 12 ml 38%iger Salzsäure (HCl) versetzt und in einer Labormikrowelle bei 160 °C für 30 Minuten gekocht. Das Extrakt wird nach Filterung mit 100 ml destilliertem Wasser aufgefüllt.

Die Bestimmung der Gesamtgehalte von Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Zink (Zn), Blei (Pb) und Cadmium (Cd) wurde im akkreditierten Labor des NLWKN nach DIN EN ISO 11885 (NLWKN 2010) mittels ICP-OES durchgeführt. Außerdem wurden die Gesamtgehalte der Elemente Eisen (Fe) und Aluminium (Al) gemessen.

4.2.6.2 Ammoniumnitrat-Extraktion (Schwermetalle)

In Anlehnung an DIN ISO 19730 (BLUME ET AL. 2011) wurde der Aufschluss der pflanzenverfügbaren Schwermetallfraktion ermittelt. Um die ökologische Relevanz präsentieren zu können, wurden hierzu die Bodenproben aus sechs Bodenprofilen (jeweils A- und M-Horizont) als Stichproben ausgewählt. Das Verfahren beruht auf zweistündigem Schütteln einer Lösung aus 20 g luftgetrockneter Feinbodenprobe und 50 ml 1molarer Ammoniumnitratlösung (1M NH_4NO_3) mit nachfolgender Filtration. Die Extraktionslösung wird mit destilliertem Wasser auf 100 ml aufgefüllt. Die Gehalte wurden im Labor der Universität Hildesheim mittels Flammen-AAS bestimmt.

4.2.7 Nährstoffgehalte (Kationenaustauschkapazität)

Als stellvertretende Nährstoffe wurden die Gehalte von Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Natrium (Na) und Kalium (K) ermittelt. Die Extraktion der austauschbaren Kationen (KAK_{eff}) dieser Alkali- und Erdalkalimetalle wird in Anlehnung an DIN ISO 19730 (BLUME ET AL. 2011) durchgeführt. Die Vorgehensweise gleicht der Methode, die in Kapitel 4.2.6.2 (Ammoniumnitrat-Extraktion) beschrieben wird. Als Extraktionsmittel wird ebenfalls 1molare Ammoniumnitratlösung genutzt. Die Gehalte wurden im Labor des NLWKN in Hildesheim mittels ICP-OES bestimmt.

4.3 Statistische Verfahren

Für die Bearbeitung der Fragestellung und die Überprüfung der Hypothesen werden verschiedene Methoden genutzt, die besonders der Darstellung und Auswertung der Ergebnisse dienen. Bei der Betrachtung einer Stichprobe von gemessenen Parametern kann festgestellt werden, dass keine Normalverteilung der Messergebnisse vorliegt. Beispiele hierzu zeigt die Abbildung 4.1. Es ist daher davon auszugehen, dass dieses auch für andere analysierte Parameter gilt. Viele statistische Methoden setzen aber gerade eine Normalverteilung der Werte voraus (WELP ET AL. 1997; LOZÁN & KAUSCH 1998; HARTUNG ET AL. 2005; SACHS & HEDDERICH 2006; BAHRENBURG 2010). „Abhilfe schaffen die nichtparametrischen Verfahren, die nicht auf der Normalverteilungsannahme basieren“ (SAUERWEIN 1998: 135). Weitere Informationen zu nichtparametrischen Verfahren sind den wissenschaftlichen Abhandlungen von HARRES & SAUERWEIN (1994), SAUERWEIN (1997), WELP ET AL. (1997) zu entnehmen. Für die Bewertung von Abhängigkeiten zwischen zwei Variablen (Analyseparametern) wird aus diesem Grund von der linearen Einfachkorrelation nach Pearson (LOZÁN & KAUSCH 1998; HARTUNG ET AL. 2005; SACHS & HEDDERICH 2006; BAHRENBURG ET AL. 2010) abgesehen und die Korrelationsanalyse nach Spearman angewendet. Mehr dazu in Kapitel 4.3.2.

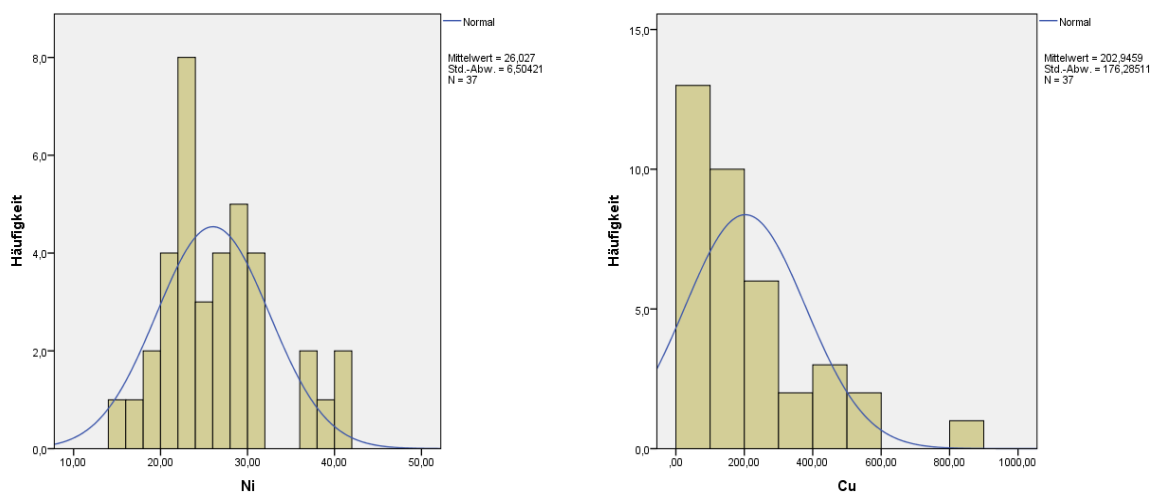


Abb. 4.1: Häufigkeitsverteilungen der Gesamtgehalte [mg/kg] von Nickel und Kupfer. Angegeben sind jeweils die Werte der A-Horizonte.

4.3.1 Linearer Trend

Zur graphischen Darstellung in Diagrammen und Auswertung der Ergebnisse wird unterstützend der lineare Trend genutzt. Der lineare Trend wird durch eine Regressionsgerade wiedergegeben, die möglichst geringe vertikale Abweichungen (Residuen) von den dargestellten Messergebnissen aufweist (WALSER 2011). Die Entfernungen werden dabei im Quadrat berechnet. Daher wird diese Berechnung häufig als „Prinzip der kleinsten Quadrate“ bezeichnet (LOZÁN & KAUSCH 1998; HARTUNG ET AL. 2005; SACHS & HEDDERICH 2006; UNTERSTEINER 2007; BAHRENBURG 2010; WALSER 2011).

4.3.2 Korrelation (nach Spearman)

Die Normalverteilung der Messwerte ist nicht gewährleistet (siehe Kapitel 4.3). Darum werden die Abhängigkeiten zwischen zwei Variablen mittels Rangkorrelation nach Spearman durchgeführt. Diese Korrelationsanalyse kann für verteilungsfreie (nichtparametrische) Messwerte genutzt werden (LOZÁN & KAUSCH 1998; HARTUNG ET AL. 2005; SACHS & HEDDERICH 2006; BAHRENBURG 2010; WALSER 2011). Bei dieser Methode werden den Datenreihen der beiden betrachteten Messwerte Rangdaten zugeordnet und der Korrelationskoeffizient r_s berechnet:

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n D_i^2}{n(n^2 - 1)}$$

n = Anzahl der Rangpaare, D_i = Rangdifferenzen (HARTUNG ET AL. 2005)

Das Ergebnis der Berechnung von r_s liegt zwischen -1 und +1. Hohe Abhängigkeiten werden durch Werte nah an -1 oder +1 repräsentiert. Bei $r_s = +1$ weisen die Variablen einen gleichsinnigen Zusammenhang auf, während bei $r_s = -1$ ein umgekehrter oder gegensätzlicher Zusammenhang vorliegt. Das heißt, bei hohen Werten der Variable x liegen niedrige Werte der Variable y vor (LOZÁN & KAUSCH 1998; HARTUNG ET AL. 2005; SACHS & HEDDERICH 2006; UNTERSTEINER 2007). Die Korrelationskoeffizienten werden also entsprechend der Korrelation nach Pearson ausgewertet (SAUERWEIN 1998).

4.3.3 Boxplots

Zur graphischen Darstellung der Verteilungsmuster von Messergebnissen werden Boxplots genutzt. Sie werden hier besonders im Bereich der Auswertung (Kap.7.4.1) zum visuellen Vergleich der Daten nach unterschiedlichen Nutzungsarten eingesetzt. Die Messwerte werden in vier Quartile unterteilt (siehe Abb. 4.2). Die Box präsentiert 50 % der angegebenen Messwerte. 25 % der Werte liegen unterhalb des Medians und 25 % der Werte liegen darüber (WALSER 2011). Die Streuung der Werte kann durch die Ausdehnung der Quartile abgelesen werden. Die Quartile der niedrigsten und höchsten gemessenen Werte (ohne Ausreißer) werden mit Hilfe der sogenannten „Antennen“ dargestellt. Auch hier lässt die Länge der Antennen auf die Streuung der Werte schließen (LOZÁN & KAUSCH 1998).

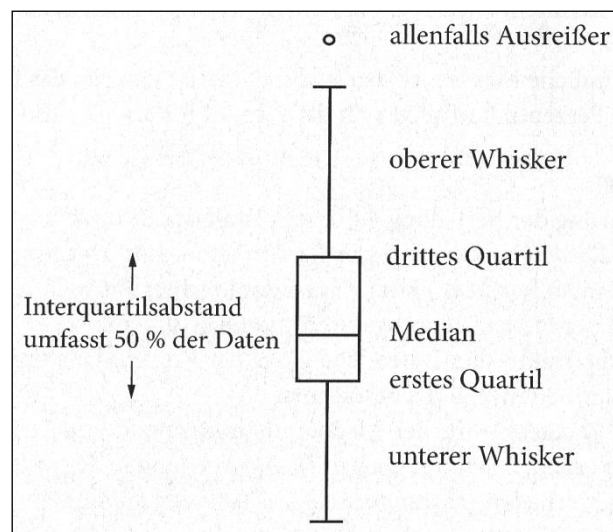


Abb. 4.2: Aufbau eines Boxplots (nach WALSER 2011)

Bei der gewählten Darstellungsweise können die Antennen maximal eine Länge vom 1,5fachen der Boxlänge (Interquartilsabstand) erreichen. Werte die außerhalb dieses Bereiches liegen – bis zum dreifachen des Interquartilabstandes – werden als Ausreißer bezeichnet (dargestellt durch einen Punkt oder Kreis). Extremwerte übersteigen diese Grenze noch. Sie werden durch Sterne abgebildet (LOZÁN & KAUSCH 1998; HARTUNG ET AL. 2005; SACHS & HEDDERICH 2006; UNTERSTEINER 2007; WALSER 2011).

4.3.4 Kruskal-Wallis-Test

Um statistisch signifikante Differenzierungen zwischen den Schwermetall- und Nährstoffgehalten in den Böden bei unterschiedlichen Landnutzungen zu ermitteln wird der Kruskal-Wallis-Test genutzt. Wie auch schon die Korrelationsanalyse nach Spearman (Kapitel 4.3.2) kann der Kruskal-Wallis-Test für Datenreihen genutzt werden, die keine Normalverteilung aufweisen (LOZÁN & KAUSCH 1998; HARTUNG ET AL. 2005; SACHS & HEDDERICH 2006; UNTERSTEINER 2007). Den Messwerten in den Datenreihen werden Rangplätze zugeordnet. Mittels einfaktorieller Varianzanalyse wird bestimmt, ob die untersuchten Datenreihen signifikante Unterschiede aufweisen (LOZÁN & KAUSCH 1998). Die Nullhypothese besagt, dass alle untersuchten Datenreihen eine ähnliche Verteilung aufweisen und damit keine signifikanten Unterschiede vorhanden sind (LOZÁN & KAUSCH 1998; SAUERWEIN 1998; HARTUNG ET AL. 2005). Diese Nullhypothese gilt es zu verifizieren oder zu falsifizieren. Das Signifikanzniveau für eine Ablehnung der Nullhypothese soll dabei $<0,05$ sein (siehe Kap.7.4.2). Ist das Signifikanzniveau $>0,05$ muss die Nullhypothese beibehalten werden (LOZÁN & KAUSCH 1998; UNTERSTEINER 2007). Anhand der Angabe des „Mittleren Ranges“ (siehe Kap.7.4.2) kann eine Einordnung der Datenreihen vollzogen werden, um herauszustellen welche Datenreihen sich deutlich unterscheiden. Hierzu werden die Durchschnittswerte der Rangzahlen verwendet (HARRES & SAUERWEIN 1994; LOZÁN & KAUSCH 1998; HARTUNG ET AL. 2005). Allerdings ist diese Einordnung subjektiv und beruht nicht mehr auf statistisch abgesicherte Verfahren (SAUERWEIN 1998).

4.4 Methodische Fehler

4.4.1 Methodische Fehler im Gelände

Die Entnahme der Proben erfolgte in zwei Kampagnen. Aufgrund der Anzahl und der Lage der Bodenprofile erstreckten sich diese Kampagnen über einen längeren Zeitraum (siehe Anhang A.2). Es wurde dabei darauf geachtet, dass die Bedingungen bei den Probeentnahmen so ähnlich wie möglich waren. Besonders im Bezug auf die Niederschlagsereignisse galt dieses als problematisch. Da in der Zwischenzeit keine Extremereignisse, wie z.B. Hochwasser, stattgefunden haben, liegen keine Einschränkungen in der Vergleichbarkeit der Daten vor.

4.4.2 Methodische Fehler im Labor

Um fehlerhafte Messergebnisse bei den Laboranalysen zu vermeiden, wurden bei den Analysen Doppelbestimmungen, in Einzelfällen auch Mehrfachbestimmungen, durchgeführt. Die Abweichungen zwischen den Doppelbestimmungen lagen unter 5 % oder unterhalb der vorgegebenen Abweichungen nach BLUME ET AL. (2000).

Bei der Extraktion der Schwermetalle und Nährstoffe wurde von einer doppelten Erstellung der Extraktionslösungen abgesehen. Einer Mehrfachbestimmung der Gehalte mittels AAS und ICP-OES aus diesen Extraktionslösungen war möglich. Aufgrund der Doppel- oder Mehrfachbestimmungen bei Anwendung der Laboruntersuchungen gelten analytische Fehler als weitgehend ausgeschlossen.

5 Transekte und Bodenprofile

Die Bezeichnung der Transekte ergibt sich aus den Namen der Ortschaften, Ortsteile oder Naturschutzgebiete, die sich in der Nähe der Beprobungspunkte befinden. Bei der Profil- und Probenbezeichnung wird durch die ersten drei Buchstaben ebenfalls auf die Orte verwiesen. Anhand der Zahlen in der Profilkennzeichnung wird die Lage im Transektbereich deutlich. Die erste Zahl steht für die Lage des Profils zum Fluss. Eine „0“ steht für den geringen Abstand zum Ufer. Eine „1“ für die Profile,

die in größerer Entfernung zum Fluss angelegt wurden. Eine „2“ weist auf Sonderstandorte hin. Hier-von gibt es allerdings nur einen, der sich im Transekt „Roter Stein“ befindet. Dieses Profil wurde, vom Fluss aus gesehen, hinter einem Deich auf einer Ackerfläche angelegt (siehe Abb. A.2-18). Damit befindet sich dieser Standort nicht mehr im aktuellen Hochwassergefährdungsbereich (NMU 2013). Aufgrund des Reliefs ist von einer häufigen Überflutung vor dem Bau des Deiches auszugehen.

Die zweite Zahl in der Profilkennzeichnung weist auf die orographische Lage des Profils hin. Die „1“ steht für orographisch rechts und die „2“ für orographisch links des Flusses. In einigen Tabellen und Abbildungen kann zudem noch ein „L“ (links) oder ein „R“ (rechts) nachgestellt sein. Dieses dient lediglich zur Verdeutlichung der orographischen Lage. Außerdem sind auf einigen Abbildungen Profilkennzeichnungen zu erkennen, deren Zahlenkombination eine zusätzliche Null vorangestellt ist. Diese Zahl hat keine Aussagewirkung und kann vernachlässigt werden.

Als Beispiel für eine Profilkennzeichnung soll das Profil LAN01 dienen. Dieses Profil wurde im Transekt „Langelsheim“, in einem Abstand von 2-5 m zum Ufer, auf der orographisch rechten Fluss-seite angelegt. Optional kann der Bezeichnung noch ein „R“ angehängt sein.

Eine weitere Besonderheit weist Transekt „Sarstedt (SAR)“ auf. Da am Flusslauf viele baulichen Veränderungen vorgenommen wurden, wozu auch die Verlegung des natürlichen Laufes gehören, wurden in diesem Bereich die Profile in relativer Lage zu einem anthropogen verschütteten Altarm der Innerste angelegt. Der Verlauf ist durch Kartierungen der Preußischen Landesaufnahme (Mess-tischblatt 1:25.000, 3725 Sarstedt, 1898) nachvollziehbar (siehe hierzu auch Abb. A.1-11b).

Übersichtskarten zu allen Transekten sowie die Daten der einzelnen Bodenprofile sind in Anhang A.1 und Anhang A.2 nachzuschlagen. Die Ausführungen in den folgenden Kapiteln 5.1 bis 5.11 resul-tieren aus Kartierung, Profilaufnahmen und Begehungen im Gelände. Die Verteilung der Transekte und deren Lage im Bezug auf die Bereiche unterschiedlicher Landnutzung ist in Abbildung 5.1 darge-stellt.

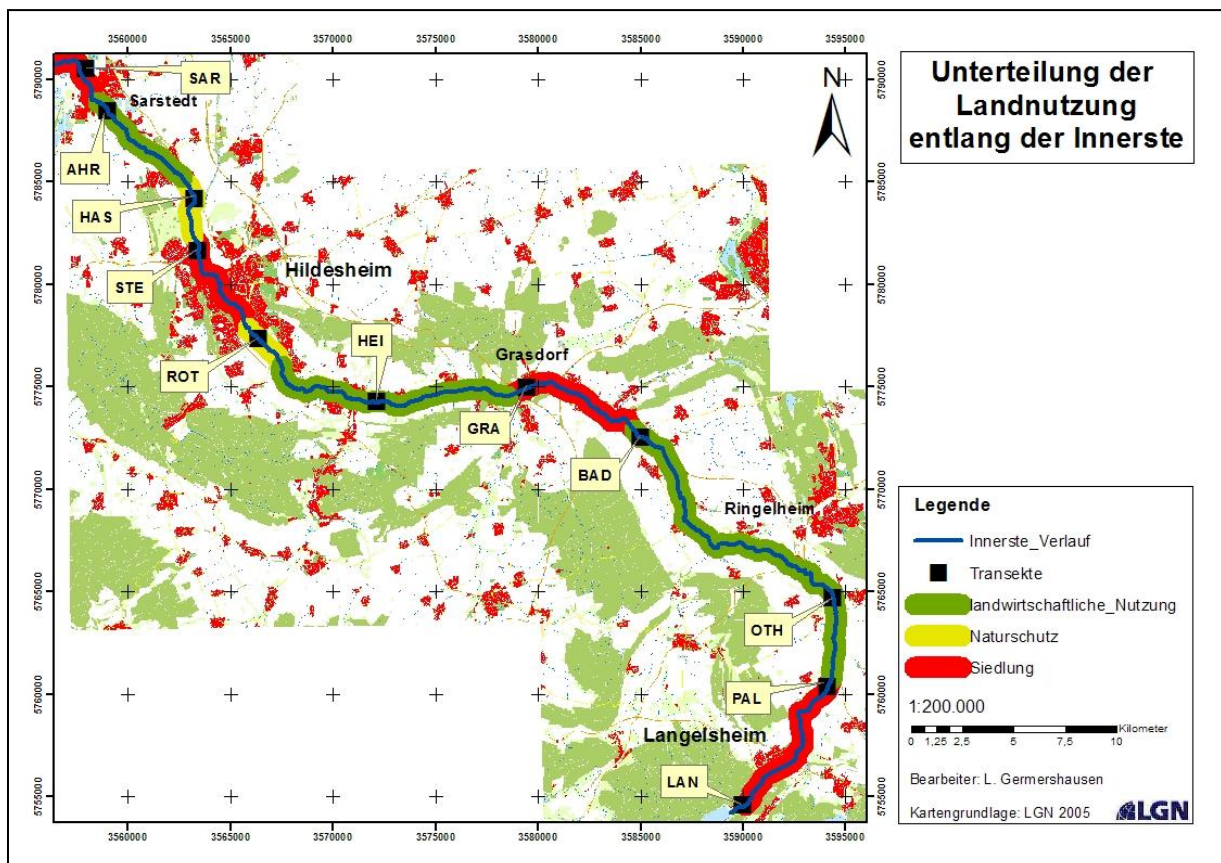


Abb. 5.1: Lage der Transekte im Untersuchungsgebiet

5.1 Transekt „Langelsheim“ (LAN)

Das Transekt liegt etwa 720 m nordöstlich der Staumauer des Innerste-Stausees (siehe Abb. A.1-1). Der Überschwemmungsbereich ist hier noch sehr schmal. Aus diesem Grund wurden an diesem Transekt lediglich zwei Bodenprofile angelegt, welche sich beidseitig des Flusses direkt an der Uferböschung befinden. Der Skelettanteil im Boden dieses Gebietes ist erwartungsgemäß schon in geringer Tiefe sehr hoch. Die gerundeten Ablagerungen der Flussterrasse beinhalten Kiese und Steine. Die Vegetation an den Profilstandorten setzt sich hauptsächlich aus Gräsern und Kräutern zusammen. Am Ufer finden sich auch Bäume, wie z.B. Birken, und einzelne Sträucher. In einiger Entfernung, mindestens 40 m, zum Ufer schließt sich geschlossener Nadelwald an. Die Profile erreichen Tiefen zwischen 90 und 100 cm. Wie oben erwähnt, schließen sich direkt unterhalb des A-Horizontes in beiden Profilen Horizonte mit hohem Bodenskelettanteil an. Die gerundete Form der Steine und Kiese weist auf eine fluviale Verlagerung hin (EGGERS 1996; AHNERT 2003; STAHR ET AL. 2012).

5.2 Transekt „Palandsmühle“ (PAL)

In diesem Bereich wurden vier Bodenprofile angelegt. Die Transektfläche erstreckt sich östlich bis nordöstlich der Ortschaft Palandsmühle. Da das Überschwemmungsgebiet im Abschnitt der ersten Beprobungsphase nur wenig ausgedehnt ist, wurden die Standorte für die Profile PAL11 und PAL12 einige hundert Meter flussabwärts, also in nördliche Richtung, festgelegt (siehe Abb. A.1-2). Mit ca. 500 m Abstand ist hier das Profil auf der orographisch linken Flussseite am weitesten von den Profilen PAL01 und PAL02 entfernt. Die beiden Profile in unmittelbarer Ufernähe befinden sich auf bewaldeten Uferrandstreifen. Die vorzufindende Vegetation ist typisch für Standorte in Gewässernähe. Hauptsächlich sind Gräser, Sträucher und Laubbäume, wie beispielsweise Weiden, anzutreffen. Die Böden sind bereits in einer Tiefe von ca. 60 cm wassergesättigt, was auf die niedrige Uferböschung, von maximal 40 cm Höhe bis zur Wasseroberfläche, zurückzuführen ist. Dementsprechend weisen die Böden, besonders in den unteren Horizonten, starken Einfluss durch hoch anstehendes Grundwasser auf. Die Profile erreichen Tiefen von bis zu 70 cm.

Die Profile weiter nördlich konnten auch aufgrund vom tiefer anstehenden Grundwasser bis zu 96 cm tief angelegt werden. Doch auch hier können Anzeichen von wechselnden oxidierenden und reduzierenden Prozessen in den unteren Horizonten festgestellt werden. Der Abstand des Profils PAL11, senkrecht zum Flusslauf der Innerste, beträgt etwa 50 m und für das Profil PAL12 etwa 60 m. Während in beiden Profilen häufig Steine und Kiese anzutreffen sind, ist im linksseitigen Profil ein Horizont auffällig, der einen großen Bodenskelettanteil aus Kalkgestein aufweist. Dieser Horizont ist 20 cm mächtig und reicht bis in eine Tiefe von etwa einem halben Meter (siehe Abb. A.2-6).

5.3 Transekt „Othfresen“ (OTH)

Die Profile OTH01 und OTH02 wurden westlich des Gewerbegebietes Posthof der Ortschaft Othfresen angelegt (siehe Abb. A.1-3). Hier ist das überflutungsgefährdete Gebiet ebenfalls sehr schmal und außerdem linksseitig des Ufers stark versiegelt. Um aber Daten aus größerer Entfernung zum Fluss zu gewinnen, musste auch hier Richtung Norden ausgewichen werden. Mit einer Distanz von fast 900 m zwischen den Profilen, entlang des Flusslaufes, weist dieses Transekt die größte flächenhafte Ausdehnung im Untersuchungsgebiet auf. Auf eine zweite Beprobung am orographisch linken Ufer wurde auf Grund der geringen Ausdehnung der Aue durch Hochwasserschutzmaßnahmen verzichtet. Die Profile im nahen Uferbereich lassen ab einer Tiefe von rund einem halben Meter Horizonte mit hohem Grobbodenanteil erkennen. Dieser Anteil wird vor allem durch Kiese und Steine abgedeckt. Am Standort OTH02 wird der Grundwasserspiegel schon bei einem Abstand von 65 cm zur Geländeoberfläche erreicht. Da die Oberkante des rechtsseitigen Profils, im Bezug auf die Wasseroberfläche der Innerste, ca. 80 cm höher gelegen ist, steht das Grundwasser in diesem Profil noch

nicht an. Der Abschnitt, in welchem sich die Profile befinden ist anthropogen ungenutzt und beherbergt Gras- und Krautvegetation sowie Ufergebüsch. In 50 m Entfernung befindet sich eine Brücke, über welche die Landstraße 500 führt. Anthropogene Veränderungen durch den Brückenbau können hiermit nicht ausgeschlossen werden.

Starke Veränderungen durch menschliche Eingriffe zeigt auch das Bodenprofil im Norden des Transekts (siehe Abb. A.2-9). Schon in einer geringen Tiefe von etwa 30 cm ist der Anteil an Kiesen und Steinen sehr hoch. Da die Fraktionen keine abgerundeten Kanten aufweisen, lässt sich eine fluviatile Verlagerung des Materials ausschließen (AHNERT 2003; LESER 2009). Außerdem lässt sich in unmittelbarer Nähe zum Profil erkennen, dass hier eine ehemals versiegelte Fläche bestanden haben muss. Bruchstücke einer Asphaltdecke weisen darauf hin. Es ist also davon auszugehen, dass die groben Bodenfraktionen als Schüttung anthropogen umgelagert wurden. Der Standort befindet sich in einem Abstand von nahezu 115 m zum Ufer und der Bereich ist im Wesentlichen mit Gräsern und Kräutern bedeckt. Zusammenhängende Gebüsche kommen in der Nähe des angelegten Bodenprofils nicht vor.

5.4 Transekt „Baddeckenstedt“ (BAD)

In der Umgebung südöstlich von Baddeckenstedt ist der ausgewiesene Überschwemmungsbereich der Innerste erneut lediglich gering ausgedehnt (siehe Abb. A.1-4). Auf eine Probeentnahme in größerer Distanz zum Ufer als in unmittelbarer Nähe wurde daher auf der rechten Flussseite verzichtet. Die Profile linksseitig des Flusses liegen nahezu auf einer senkrechten Linie zum Flusslauf. Der Standort BAD12 liegt in einer Entfernung von knapp 90 m zur Uferböschung. Das Profil am rechten Ufer wurde aus Gründen der Zugänglichkeit 300 m flussabwärts angelegt.

In den ufernahen Profilen lassen sich deutlich auendynamische Prozesse erkennen. Die Schichtungen in einigen Horizonten heben dies besonders hervor (nach SPONAGEL ET AL. 2005) (siehe Abb. 5.2).



Abb. 5.2: Ausschnitt aus dem Bodenprofil BAD02

Standort BAD01 zeigt zudem eine deutlichere Vernässung als Profil BAD02. Bei Ersterwähntem gelangt Grundwasser schon in einer Tiefe von etwa 75 cm unter der Geländeoberfläche zum Vorschein. Auch die Vegetationsbedeckung variiert zwischen den beiden Standorten. Während in der Umgebung von BAD01 hauptsächlich Gräser, Weiden- und Ufergebüsch anzutreffen sind, können im Bereich von BAD02 keine Gebüsche festgestellt werden. Das ist wahrscheinlich auch auf die direkte Nähe zu einem Ackerstandort zurückzuführen. Im linksseitigen Profil wurde außerdem eine größere Menge Metallschrott gefunden, der anscheinend auf illegale Weise an diesem Ort entsorgt wurde (siehe Abb. 5.2).

BAD12 zeigt ebenfalls deutliche Spuren auendynamischer Prozesse. Dieser Standort ist vornehmlich mit Gräsern bewachsen aber in der Nähe befinden sich auch mehrere Laubbüsche sowie Nadelbäume.

5.5 Transekt „Grasdorf“ (GRA)

Südlich der Ortschaft Grasdorf, ungefähr 280 m westlich des Mühlenwehres, befinden sich die ufernahen Bodenprofile GRA01 und GRA02 (siehe Abb. A.1-5). Durch den Stau der Innerste am Mühlenwehr ist der Fluss unterhalb des Wehres besonders flach und die Uferböschungen sind dementsprechend

auffallend hoch. Schon an den steilen Abbruchkanten der Böschungen lassen sich in den Horizonten vereinzelte Lagen erkennen, die sich hauptsächlich aus sandigen Kornfraktionen zusammensetzen. Diese sandigen Ablagerungen und weitere Schichtungen innerhalb der Horizonte weisen auch hier auf eine ausgeprägte Auendynamik hin (nach SPONAGEL ET AL. 2005). Wenn auch die Böden auf den hohen Uferbereichen nur noch unregelmäßig vom Wasser der Innerste beeinflusst werden, handelt es sich trotzdem um ausgeprägte Auenböden.

Die beiden Standorte befinden sich in einem kleinen Mischwald, in welchem der Anteil an Nadelbäumen allerdings überwiegt. Nur der Bereich nahe dem Ufer ist ausschließlich mit Laubbäumen, Gebüsch und Kräutern bewachsen.

Profil GRA11 konnte nutzungsbedingt nicht entlang der Transektlinie angelegt werden. In der Nähe des ehemaligen Bahndamms, etwa 300 m westlich der beiden ufernahen Profile, konnte aber ein Standort für die Profilaufnahme und die Beprobung gefunden werden. Problematisch ist an dieser Lage, dass sich der Standort damit nicht mehr im, vom NLWKN ausgewiesenen, Überschwemmungsbereich befindet (NMU 2013). Historische Hochwässer haben diesen Bereich aber bereits beeinflusst und durch den kaum vorhandenen Höhenunterschied zwischen den Bereichen östlich und westlich des Bahndamms ist auch eine Überflutung während rezenter Hochwasserereignissen möglich. Wie auch an den Profilen in Ufernähe, ist in diesem Profil die Auswirkung auendynamischer Prozesse zu erkennen. Die sandigen Lagen sind hier ebenfalls deutlich ausgeprägt. Zudem ist ein starker Stauwassereinfluss zu erkennen, was durch die vorkommenden Oxidations- und Reduktionserscheinungen belegt werden kann. Da sich dieser Standort am Rande einer Weide befindet, ist er ausschließlich mit Gräsern bewachsen. Nur entlang des Bahndamms sind Gebüsch- und Strauchfloren angesiedelt.

5.6 Transekt „Heinde“ (HEI)

Das Transekt befindet sich südöstlich der Ortschaft Heinde, etwas über 900 m flussaufwärts von der ehemaligen Mühle. Eine regelmäßige anthropogene Nutzung ist in diesem Gebiet nicht erkennbar. Der Bereich am rechten Ufer wird meist zur Erholung genutzt. In ca. 50 m Entfernung vom Fluss schließen sich linksseitig landwirtschaftlich genutzte Flächen an. Diese dienen als Weideland und Wiesen. Stellenweise sind zwischen den Wiesen Baumreihen und kleinere Wäldchen vorzufinden, in denen neben Laubbäumen auch Gebüsch und Sträucher vorkommen. Die Standorte in Ufernähe sind größtenteils frei von hoch aufwachsender Vegetation. Nur vereinzelt ist typische Uferrandvegetation, wie kleinere Bäume und Sträucher, vorhanden. An den Beprobungsstandorten ist vornehmlich Gras- und Krautvegetation anzutreffen. Das gilt ebenfalls für das Bodenprofil HEI11, welches sich in einer Entfernung von ca. 60 m zur Innerste befindet (siehe Abb. A.1-6). Der Standort HEI12 befindet sich hingegen in einem der oben beschriebenen Wäldchen. Sein relativer Abstand in Fließrichtung zu den anderen Profilen beträgt etwa 130 m und die Distanz zur Uferböschung beträgt knapp 100 m. Beide, in größerer Distanz zum Fluss liegende Profile, befinden sich, vom Gewässer aus gesehen, hinter Deichen. Dennoch gehören auch diese Bereiche nach dem NLWKN noch zu den überschwemmungsgefährdeten Flächen (NMU 2013), da die Hochwasserschutzmaßnahmen an diesem Flussabschnitt nicht durchgängig vorhanden sind.

Wie schon an den Bodenprofilen der Transekte „Baddeckenstedt“ und „Grasdorf“ ist auch an den Heinder Profilen ein Aufbau zu erkennen, der auf auendynamische Prozesse hinweist (nach SPONAGEL ET AL. 2005). An den Ufernahen Profilen wird dies besonders deutlich, wie in Abbildung 5.3 und Abbildung 5.4 nachzuvollziehen ist.



Abb. 5.3: Ausschnitt aus dem Bodenprofil HEI01



Abb. 5.4: Bodenprofil HEI02

Vergleichbar zu den Standorten in Baddeckenstedt und Grasdorf sind auch hier, im nahe des Ufers gelegenen Bereich, einzelne Lagen zu erfassen, die einen hohen Sandanteil in ihrem Kornfraktionspektrum aufweisen und sich heller von ihrer Umgebung im Profil abheben. Diese Ablagerungen sind an den Standorten HEI11 und HEI12 nicht so deutlich auszumachen (siehe Abb. A.2-18 und A.2-19). In diesen beiden Profilen ist durch die Färbung der Horizonte allerdings der Grundwassereinfluss auf diese Böden sehr auffällig. Zur Zeit der Probenahme am Profil HEI12 stand das Wasser bereits in einer Tiefe von 75 cm an.

5.7 Transekt „Am roten Steine“ (ROT)

Das Naturschutzgebiet „Am Roten Stein“ befindet sich am südöstlichen Rand der Stadt Hildesheim. Das ausgewiesene Überschwemmungsgebiet ist im Abschnitt der Beprobungsstandorte erneut sehr schmal. Eine Ausdehnung von über 200 m wird nur selten erreicht. Rechtsseitig des Flusses folgt nach einem mit Gras bewachsenem Pfad direkt ein steiler Hang (siehe Abb. A.1-7). Während Hochwasserereignissen ist demzufolge die überflutete Fläche auf der rechten Uferseite besonders klein, weshalb auf dieser Flussseite nur eine Schürfgrube direkt an der Uferböschung ausgehoben wurde. Das erklärt das starke Gefälle in Richtung des Flusses, welches in den Profildaten im Anhang (Abb. A.2-20) vermerkt ist. An der Uferzone ist im Umfeld dieses Standortes Gras- und Krautvegetation vorzufinden. Linker Hand der Innerste ist der Überschwemmungsbereich durch eine mit Gräsern bedeckte Freifläche weitläufiger. Auf diesem Transektabschnitt konnten daher zwei Profile erstellt werden. Der Standort ROT12 liegt hierbei etwa 70 m vom Flusslauf entfernt. Die Pedogenese ist in diesem Gebiet ebenfalls auf Prozesse zurückzuführen, die typisch für den Bereich von Flussauen sind (nach SPONAGEL ET AL. 2005). Da sich direkt am linken Ufer eine scheinbar künstliche Erhöhung des Ufers an diesem Flussabschnitt entlang zieht, die auf eine historische Hochwasserschutzmaßnahme schließen lässt, kann ein anthropogener Eingriff auf den Boden des Uferbereiches nicht ausgeschlossen werden. Bauliche Maßnahmen lassen sich für dieses Gebiet bis in das Jahr 1815 zurückdatieren (FINKE 2003).

Die neue Deichlinie befindet sich zwischen 80 m und 100 m entfernt vom linken Innersteufer. Um mögliche Einflüsse von Überschwemmungen, die vor dem Deichbau stattgefunden haben, zu erfassen, wurde ein gesondertes Bodenprofil auf einer Ackerfläche hinter dem Deich angelegt. Der Abstand zum Ufer der Innerste misst knapp über 120 m. Diese Fläche gehört nicht mehr zu den rezenten Überschwemmungsgebieten (NMU 2013). Der Einfluss der ackerwirtschaftlichen Nutzung, welcher sich auch am Profilaufbau widerspiegelt, muss bei der Bewertung der Proben berücksichtigt werden. Abbildung 5.5 zeigt die Profilwand des Standortes ROT22, an der deutliche Spuren von Stau-



Abb. 5.5: Bodenprofil ROT22

näseeinfluss im unteren Horizont erkennbar sind. Eigene Beobachtungen haben gezeigt, dass nach Wintern mit starken Schneefällen oder starken, langandauernden Regenernissen das Wasser häufig mehrere Tage an der Oberfläche dieses Areals ansteht.

5.8 Transekt „Steuerwald“ (STE)

Weiter flussabwärts, östlich des Ortsteiles Himmelsthür in der Stadt Hildesheim und südlich des Gutes Steuerwald, befindet sich das nächste Transekt (siehe Abb. A.1-8). Wie im gesamten Stadtgebiet, unterlag der ursprüngliche Flusslauf der Innerste auch in diesem Abschnitt stark regulierenden Baumaßnahmen (FLÖCKHER 1962). Um die Ablagerungen der Pochsande im Flussbett und in den Auebereichen einzudämmen wurden Flussbegradigungen durchgeführt um die Fließgeschwindigkeit zu erhöhen (FINKE 2003).

Die Pochsande sollten dadurch praktisch aus dem Stadtgebiet „heraus gespült“ werden. Laut GEBAUER (1919) gab es schon in der Mitte des 18. Jahrhunderts Pläne für entsprechende Maßnahmen.

Heute befinden sich im Umfeld des Transekts hauptsächlich Weideflächen. Die Freifläche wird im Westen durch den, ebenfalls stark verbauten, Kupferstrang begrenzt. Dieser ist ein Seitenarm der Innerste, der im zentralen Bereich Hildesheims von der Innerste abzweigt und zusammen mit der Trillke, die das westliche Stadtgebiet entwässert, die Innerste begleitet, bis sie sich südöstlich des Mastberges wieder vereinen (LGN 2005). Westlich des Kupferstranges beginnt im Untersuchungsbe- reich unmittelbar die Bebauung des Ortsteiles Himmelsthür.

Aufgrund befestigter Wege entlang beider Uferseiten der Innerste, musste für die Anlage der Profile STE01 und STE02 auf die Uferböschungen ausgewichen werden. Wie schon im Transekt „Roter Stein“ ist daher ein starkes Gefälle in Richtung Fluss zu verzeichnen. Auch in diesem Bereich ist die typische uferbegleitende Flora von Gräsern, niedrigen Gebüsch und vereinzelter, kleiner Laubbäume vorhanden. Der Aufbau der Böden dieses Transekts ist vergleichbar mit den ufernahen Standorten der vorherigen Transekte. Im oberen Abschnitt weisen feine Schichtungen auf eine Materialverlagerung durch den Fluss hin und in den unteren Horizonten sind Erscheinungen der Vergleyung, vermutlich durch Grundwasser, zu erkennen (nach SPONAGEL ET AL. 2005). Besonders im A- und in den oberen aM-Horizonten der beiden Profile ist der Anteil der Sandfraktion verhältnismäßig hoch.

Auch die vom Fluss entfernter gelegenen Beprobungspunkte liegen in diesem Fall mit den ufernah gelegenen Standorten nahezu auf einer Linie. Die Entfernung von STE11 zum Ufer liegt bei 180 m und STE12 ist 200 m von der linksseitigen Uferkante entfernt (siehe Abb. A.1-8). Letztgenanntes tendiert damit schon eher in Richtung äußere Abgrenzung des Überschwemmungsgebietes (NMU 2013) als zur Mitte der Aue.

Bemerkenswert bei beiden Profilen sind auch in den unteren Horizonten Spuren oxidativer und reduktiver Prozesse die auf eine zeitweilige Vernässung der Böden hinweisen. Im Gegensatz zu den Profilen am Ufer ist die Geländeoberfläche an den Außenprofilen nicht geneigt.

5.9 Transekt „Hasede“ (HAS)

Im Bereich des Naturschutzgebietes „Haseder Busch“ wurden drei Bodenprofile erstellt. Die Überschwemmungszone auf der orographisch rechten Uferseite wurde auf Grund der geringen Ausdehnung nur an einem Standort beprobt (siehe Abb. A.1-9). Die Innerste wird in diesem Abschnitt durch die Wehranlage der Großen Mühle in Hasede beeinflusst. Durch das 280 m flussabwärts gelegene

Wehr wird die Fließgeschwindigkeit des Flusses stark verringert. Außerdem ist der Fluss dermaßen aufgestaut, dass der Abstand von der Gewässeroberfläche bis zur Oberkante der Uferböschung nur noch etwa 30 cm beträgt. Der Stau effekt lässt sich auch in allen drei Profilen deutlich erkennen. In einem Meter Tiefe steht bereits das aufgestaute Grundwasser an. Unterhalb des Oberbodens sind direkt die Auswirkungen von Grundwasserschwankungen durch die Verfärbungen in den Horizonten zu erkennen (siehe Abb. A.2-28 und A.2-29).

Die Bereiche der beiden ufernah gelegenen Profile sind besonders von Gras- und Schilfvegetation geprägt. Während der Bereich um den Standort HAS12 in einem gut erhaltenen Auenwald gelegen ist, in dem neben einer ausgeprägten Krautschicht vornehmlich Stiel-Eichen, Eschen sowie Rot- und Hainbuchen anzutreffen sind (ZACHARIAS 2003). Die Entfernung von Profil HAS12 zum Flusslauf beträgt nahezu 290 m und befindet sich damit im mittleren Bereich der linksseitigen Auenfläche.

5.10 Transekt „Ahrbergen“ (AHR)

Dieses Transekt befindet sich in landwirtschaftlich genutztem Gebiet. Aus den nutzungsbedingten Einschränkungen resultierend, weichen die Standorte der Beprobungspunkte von einem linienhaften Transekt ab (siehe Abb. A.1-10). Auf den jeweiligen Uferseiten konnte aber eine annähernd senkrecht zum Flusslauf verlaufende Linie eingehalten werden. Die Profile AHR01 und AHR11 befinden sich im Bezug auf die Profile AHR02 und AHR12 270 m flussaufwärts.

Die ufernahen Böden fallen erneut durch einen starken Einfluss des angestauten Grundwassers auf. An den tiefsten Bereichen der Profile lassen sich deutliche Reduktionserscheinungen erkennen. Darüber gelegene Horizonte weisen auch auf den Ablauf oxidativer Prozesse hin (nach SPONAGEL ET AL. 2005). Besonders anzumerken sind Kiesablagerungen, die in einer Tiefe von ca. 30 cm einsetzen, und viele unzersetzte Pflanzenreste, die in allen Bereichen der beiden Profile vorzufinden sind.

Auf einer Weidefläche gelegen, wurde Profil AHR11 angelegt. Die rezente Nutzung lässt allerdings nicht ausschließen, dass die Fläche nicht ehemals als Acker genutzt wurde. Der Abstand zum Ufer beträgt 135 m. Die Spuren der Vergleyungsprozesse sind auch hier sehr eindeutig.

Profil AHR12 ist auf einer Brachfläche, in etwas unter 300 m Entfernung zur Uferkante, platziert. Aufgestautes Grundwasser hat die Bodenbildung auf dieser Fläche, hauptsächlich in den unteren Horizonten, besonders beeinflusst.

Im Tiefenbereich zwischen 40 cm und 70 cm fallen dunkle Verfärbungen auf. Es könnte sich hierbei um einen fossilen Ah-Horizont handeln, der von umgelagertem Bodenmaterial bedeckt wurde. Auf der Topographischen Karte 1:25.000 Blatt 3725 Sarstedt (LGN 2005) lässt sich unmittelbar südlich des Standortes eine um mehr als 7 m ansteigende Erhöhung der Geländeoberfläche erkennen (siehe Abb. A.1-10). Das umgelagerte Bodenmaterial könnte dort erodiert und nach kurzer Transportphase im tiefer gelegenen Bereich akkumuliert worden sein.

5.11 Transekt „Sarstedt“ (SAR)

Verglichen mit den vorherigen Transekten bietet dieses eine Besonderheit. Nordwestlich von Sarstedt schneidet das Transekt nicht den rezenten Flusslauf der Innerste, sondern ein verschüttetes, ehemaliges Gerinnebett des Flusses (siehe Abb. A.1-11). Mit Hilfe der Bodenproben aus den hier angelegten Profilen sollen Bereiche erfasst werden, die durch historische Hochwasserereignisse und die Sedimentation in der Nähe des früheren Flussbettes beeinflusst wurden. Das Gebiet befindet sich aber gegenwärtig auch noch im überschwemmungsgefährdeten Bereich. Die Lage des ehemaligen Flusslaufes, der Anfang des 20. Jahrhunderts in seinen heutigen Zustand verlegt wurde (BUERSTEDDE 2003), lässt sich, wie bereits erklärt, anhand des Messtischblattes „Sarstedt“ der Preußischen Landesaufnahme herausgegeben 1898 nachvollziehen (siehe Abb. A.1-11b). Nach der Verlegung wurde das alte Flussbett aufgefüllt.

Die Positionen der Bodenprofile wurden aber nach demselben Prinzip durchgeführt wie bei den vorher beschriebenen Transekten. Die zentrale Position wird in diesem Fall nur durch den ehemaligen Flussarm eingenommen. Die Profile SAR01 und SAR02 befinden sich auch hier in geringem Abstand zur vormaligen Uferböschung. Die Distanz zum gegenwärtigen Ufer der Innerste, die westlich des Transekts fließt, beträgt für das Profil SAR02 ca. 155 m und für das Profil SAR01 etwa 186 m. Auf ein zweites Profil linksseitig des ehemaligen Flusslaufs wurde verzichtet, da durch die zunehmende Nähe zum rezenten Flussbett der Einfluss gegenwärtiger Hochwasserereignisse immer größer wird.

Die Distanz zwischen dem orographisch rechten Uferbereich der Innerste und dem Profilstandort SAR11 umfasst etwa 400 m. Die Schürfgrube wurde damit östlich eines kleinen Wäldchens angelegt, das sich im Randbereich einer, im Frühjahr häufig vernässten, flachen Mulde befindet. Der Einfluss aufgestauten Wassers ist also auch in den Böden dieses Untersuchungstransekts gegeben. Die Betrachtung der drei Bodenprofile bestätigt dies (siehe Abb. A.2-35 bis A.2-37). Östlich des Wäldchens wird die Vegetationsdecke hauptsächlich durch Kräuter und hochgewachsene Gräser gebildet. Die anderen beiden Profile sind auf einer Ackerbrache platziert. Da die Probeentnahme im Frühjahr stattfand, hatte die Vegetationsperiode noch nicht eingesetzt und es waren lediglich die Überreste der Vorjahresvegetation vorhanden.

Im Profil SAR02 sind Strukturen der Ablagerungen aus auendynamischen Prozessen erkennbar (nach SPONAGEL ET AL. 2005). Am Standort SAR01 sind diese Ablagerungsstrukturen nicht auszumachen und auch die Differenzierung der Horizonte ist vergleichsweise schwieriger. Es ist davon auszugehen, dass die Böden in der Nähe des ehemaligen Flusslaufs durch die Baumaßnahmen verändert wurden. Strukturelle Unterschiede können dadurch erklärt werden.

6 Ergebnisse

Die Ergebnisse werden aus zwei unterschiedlichen Perspektiven betrachtet. Im ersten Abschnitt werden sie entlang des Längsprofils der Innerste dargestellt und anschließend werden die Querprofile betrachtet, welche sich durch die Transekte ergeben.

Zusammenhängende Längsprofile ergeben sich nur für die ufernahen Profile, da unter anderem aufgrund von Reliefeigenschaften einzelne uferferne Standorte in den Transekten fehlen können. Daher ergeben sich keine zusammenhängenden Längsprofile, die vergleichend ausgewertet werden können. Die analysierten Daten im zentralen Bereich der Aue werden bei der Betrachtung der Querprofile erfasst.

Wie bei der Betrachtung der Bodenprofile zu erkennen (Anhang A.2), sind diese im Bereich des Oberbodens und des darauf folgenden Unterbodenhorizontes (M-Horizont) relativ ähnlich aufgebaut. Im Bereich der M-Horizonte kommt es bei den Bodenprofilen zu Variationen und Übergangshorizonten, die Charakteristik eines M-Horizontes ist aber immer erkennbar (nach SPONAGEL ET AL. 2005), wodurch die Vergleichbarkeit gegeben ist. Ein Beispiel für einen solchen Übergangshorizont zeigt der aM-Go-Horizont des Bodenprofils HAS01 (siehe Abb. A.2-28).

Das Hauptaugenmerk wird wegen dieser Erkenntnisse bei der Darstellung der Ergebnisse auf dem A-Horizont und den anschließenden M-Horizont liegen. Die in weiterer Tiefe liegenden Horizonte werden wegen stark unterschiedlicher Einflüsse, durch Grund- oder Stauwasser, nur zur vertiefenden Betrachtung der Ergebnisse herangezogen. Gleiches gilt auch für die Darstellung der Ergebnisse der Querprofile. Hierbei werden auch die uferfernen Bodenprofile mit in die Betrachtung einbezogen. Hoher Grundwassereinfluss herrscht z.B. am Standort BAD01, während am Standort GRA02 der Einfluss durch Stauwasser vorliegt (siehe A.2-10 und Abb. A.2-14). Auch SIELAFF (2005) verweist auf maximale nutzungsorientierte Beprobungstiefen von 60 cm (Ackerstandorte). Weitere Informationen zu den Tiefenverteilungen sind den Abbildungen in Anhang A.5 zu entnehmen.

Ein weiterer Hinweis muss zu den Diagrammdarstellungen der Ergebnisse gegeben werden. Die Ergebnisse der Schwermetallanalyse sind Punktinformationen und auf die Standorte der Bodenprofile bezogen. Da zwischen den einzelnen Profilen keine weiteren Daten erhoben wurden, werden die Werte als einzelne Punkte in den Diagrammen dargestellt. Zur besseren Visualisierung der Veränderungen der Messwerte entlang des Längsprofils wird zusätzlich der lineare Trend in den Diagrammen angezeigt.

6.1 Längsprofile

Wie erwähnt, werden nur die Ergebnisse der ufernahen Bodenprofile in die Betrachtung der Längsprofile einbezogen. Bei der graphischen Darstellung der Ergebnisse ist unbedingt darauf hinzuweisen, dass die Abstände zwischen den, auf der Abszisse angegebenen, Transekten nicht maßstabsgetreu sind. Da es sich bei der Betrachtung aber um Punktinformationen handelt und zwischen den Transekten keine weiteren Daten erhoben wurden, wird diese vereinfachte und anschauliche Darstellung beibehalten.

6.1.1 pH-Werte im Längsprofil

In den A-Horizonten entlang des linksseitigen Längsprofils werden pH-Werte zwischen 6,59 (LAN) und 7,85 (SAR) erreicht. Die Werte können damit in den neutralen und sehr schwach alkalischen Bereich eingeordnet werden (SPONAGEL ET AL. 2005). Die Werte steigen tendenziell vom Harz bis zur Mündung der Innerste an. Zwischen den Transekten „Langelsheim“ und „Othfresen“ ist ein stetiger Anstieg zu erkennen (siehe Abb. 6.1). Trotz leichter Schwankungen bleibt der ansteigende Trend von Othfresen bis Sarstedt bestehen (z.B. 7,78 (ROT), 7,49 (STE), 7,78 (HAS)).

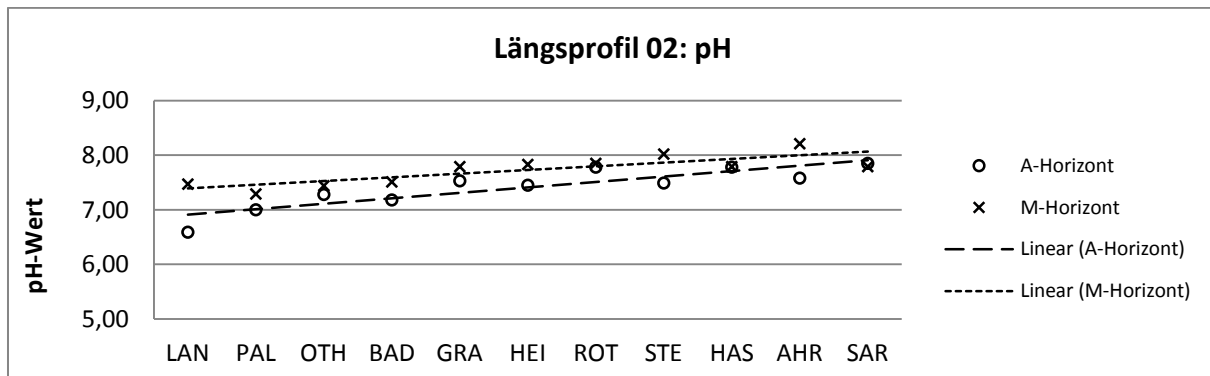


Abb. 6.1: pH-Werte der A- und M-Horizonte im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

Die Ergebnisse der M-Horizonte des linksseitigen Längsprofils zeigen pH-Werte zwischen 7,29 (PAL) und 8,21 (AHR). Die Proben dieser Horizonte liegen hiermit im sehr schwach alkalischen und schwach alkalischen Bereich (SPONAGEL ET AL. 2005). Wie auch in den A-Horizonten ist auch in den M-Horizonten ein tendenzieller Anstieg der pH-Werte vom Nordrand des Harzes bis zur Mündung festzustellen. Zwischen Langelsheim und Palandsmühle (Bredelem) ist allerdings erst einmal ein leichter Abfall der Werte zu erkennen. Es schließt sich ein stetiger Anstieg bis zum Transekt „Steuerwald“ an (siehe Abb. 6.1). Auffällig ist die leichte Abnahme des pH-Wertes zwischen den Standorten „Ahrbergen“ (8,21) und „Sarstedt“ (7,79). Dabei ist erneut darauf hinzuweisen, dass es sich bei dem Transekt „Sarstedt“ (SAR) um einen „Sonder“-Standort handelt. Alle Bodenprofile liegen hier rechtsseitig des rezenten Innerste-Verlaufes am verschütteten, ehemaligen Flussbett. Dieses Transekt wird in die Längsprofile einbezogen, ist aber gesondert zu betrachten.

In den untersten Horizonten der Bodenprofile (siehe Anhang A.3) lässt sich noch immer ein ansteigender Trend zwischen den Transekten „Langelsheim“ und „Sarstedt“ ableiten. Die Werte liegen zwischen dem neutralen und schwach alkalischen Bereich (SPONAGEL ET AL. 2005). Die niedrigsten Werte finden sich im Bereich „Palandsmühle“ (6,97 bzw. 7,02) und die höchsten im Transekt „Sarstedt“ (8,03 bzw. 8,00).

Bei der Betrachtung des rechtsseitigen Längsprofils wurden in den A-Horizonten pH-Werte zwischen 6,33 (LAN) und 8,03 (SAR) gemessen. Einzuordnen sind die Werte im sehr schwach sauren bis schwach alkalischen Bereich (SPONAGEL ET AL. 2005). Wie auch im linksseitigen Längsprofil ist ein ansteigender Trend der Werte vom Harzrand bis zur Mündung in die Leine zu erkennen. Allerdings sind auch hier leichte Schwankungen der Messergebnisse zwischen den benachbarten Standorten auszumachen (siehe Abb. 6.2). Als Beispiel können hier die Transekte „Baddeckenstedt“, „Grasdorf“ und „Heinde“ herangezogen werden. Die pH-Werte sinken in den entnommenen Bodenproben dieser Standorte von 7,45 (BAD) auf 7,20 (GRA) und erreichen in der Nähe der Ortschaft Heinde erneut einen Wert von 7,45.

Die pH-Werte der M-Horizonte liegen zwischen 6,98 (PAL) bis 8,11 (AHR) und bewegen sich damit ebenfalls vom neutralen bis zum schwach alkalischen Wertebereich. Parallel zum Längsprofil am gegenüberliegenden Flussufer finden sich die niedrigsten Werte im Bereich „Palandsmühle“ und die Höchstwerte im Transekt „Ahrbergen“. Ein Unterschied ist aber bei den Transekten „Langelsheim“ bis „Baddeckenstedt“, erkennbar. In diesem Bereich schwanken die Messwerte stärker als im linksseitigen Längsprofil. Im Anschluss an das Transekt „Baddeckenstedt“ steigen die Werte wieder stetig an. Vom Standort „Ahrbergen“ (8,11) zum Standort „Sarstedt“ (7,94) fallen sie dann wieder leicht ab.

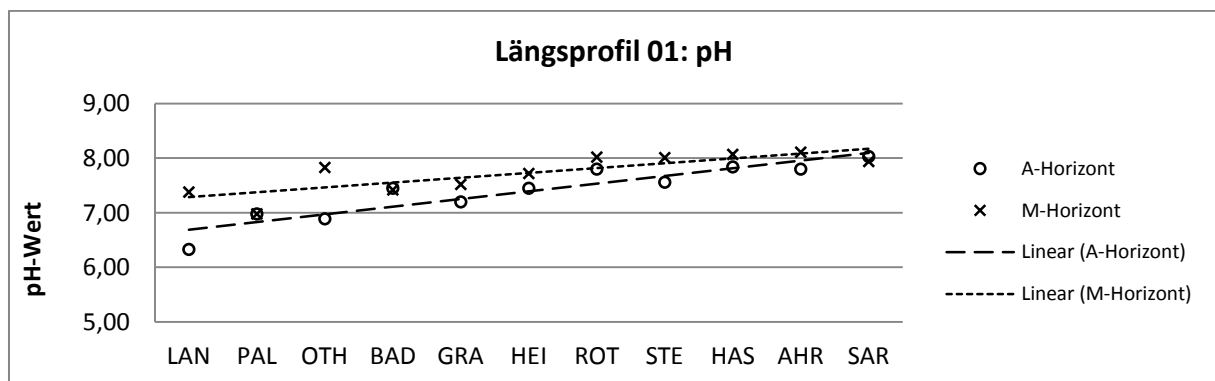


Abb. 6.2: pH-Werte der A- und M-Horizonte im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

Auch in den nachfolgenden Horizonten sind ähnliche Trends in der pH-Wert-Verteilung festzustellen. Allerdings sind stärkere Schwankungen zu vermerken. Die niedrigsten Werte sind im Transekt „Palandsmühle“ lokalisiert. Sie liegen unter dem pH-Wert von 6 und damit im schwach sauren Bereich (SPONAGEL ET AL. 2005). Vergleichsweise hohe Werte weisen die Bodenproben von Ahrbergen und Sarstedt auf (siehe Tab. A.3-10 und A.3-11). Aber auch im mittleren Bereich des Längsprofils werden relativ hohe Werte erreicht, die im schwach alkalischen Bereich anzusiedeln sind (SPONAGEL ET AL. 2005).

6.1.2 CaCO₃-Gehalte im Längsprofil

Die Ergebnisse der CaCO₃-Messungen werden in Massen-% angegeben. Die Ergebnisse sind besonders abhängig vom Ausgangsgestein, natürlichen (z.B. Lössanwehungen) und anthropogenen Einflüssen (z.B. Kalkung).

Die CaCO_3 -Gehalte der Bodenproben des linksseitigen Längsprofils rangieren im sehr carbonatarmen bis mittel carbonathaltigen Bereich (SPONAGEL ET AL. 2005). Der höchste Wert in den A-Horizonten wird am Standort „Baddeckenstedt“ mit 2,92 % erreicht. Der niedrigste Wert ist im Transekt „Langelsheim“ zu finden (0,1 %). Wie in Abbildung 6.3 zu erkennen, steigen die Gehalte von Langelsheim bis Baddeckenstedt stetig an. Ein Zusammenhang mit den Karstgesteinen (vgl. Kap.3.1.2) ist sehr wahrscheinlich. Weiter flussabwärts sinken die Werte bis zum Transekt „Roter Stein“ auf einen Gehalt von 0,73 %. Mit einer Gesamtamplitude von über 1,5 % steigen die Gehalte bis zum Standort „Sarstedt“ schwankend an. Im Bereich „Ahrbergen“ und „Sarstedt“ liegen die Werte damit bei 2,49 % (siehe Abb. 6.3).

Extremere Schwankungen der Messergebnisse sind in den M-Horizonten auszumachen. Der Verlauf ist aber tendenziell mit dem der A-Horizonte vergleichbar. Die Gehalte steigen von Langelsheim bis Baddeckenstedt stark an und erreichen den Höchstwert von 4,15 % (siehe Abb. 6.3). Dem Flussverlauf folgend sinken die Werte auf den Minimalwert am Standort „Roter Stein“ mit 0,08 %. Im weiteren Verlauf folgt ein schwankender Anstieg der CaCO_3 -Gehalte, vergleichbar zu denen der A-Horizonte. Bei Sarstedt liegen die Gehalte bei 3,01 %.

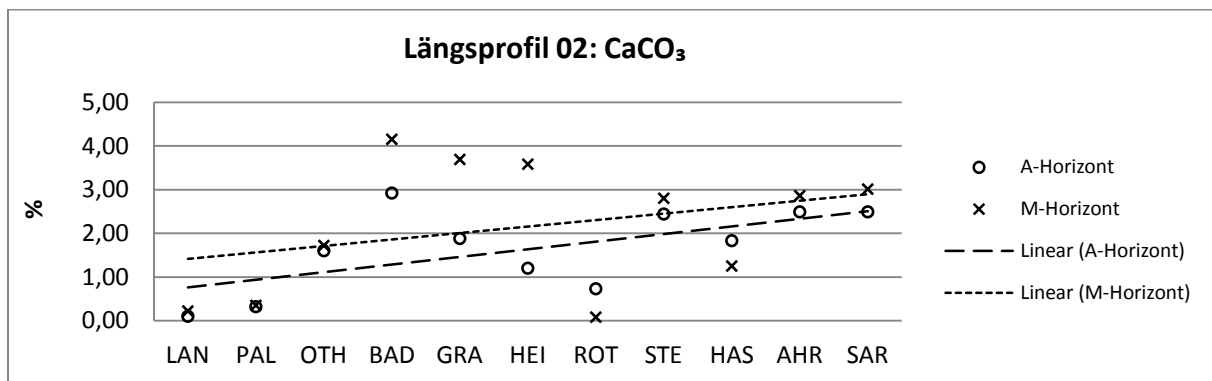


Abb. 6.3: Kalkgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

In den untersten Horizonten sind die Schwankungen zwischen den Werten noch größer als in den A- und den oberen M-Horizonten. Die niedrigsten Werte werden, mit weit unter 0,1 %, an den Standorten „Roter Stein“ und „Steuerwald“ erreicht. Die höchsten Gehalte sind in den Transekten von „Baddeckenstedt“ bis „Heinde“ lokalisiert. Hier wird ein Maximalwert von 8,65 % erreicht, welcher in einen stark carbonathaltigen Wertebereich einzuordnen ist (SPONAGEL ET AL. 2005).

In der graphischen Darstellung der Ergebnisse beider Längsprofile lassen sich nur wenige Gemeinsamkeiten finden. Die Messergebnisse des rechtsseitigen Längsprofils befinden sich aber auch im Wertebereich von sehr carbonatarm bis mittel carbonathaltig (SPONAGEL ET AL. 2005). Vergleichbar ist der Anstieg der Gehalte vom Harzrand (0,17 %) bis Baddeckenstedt. Im A-Horizont wird im Transekt „Baddeckenstedt“ der Höchstwert von 3,64 % erreicht (siehe Abb. 6.4). Die Werte fallen im weiteren Verlauf, mit einer kleinen Schwankung bei Ahrbergen, auf einen Wert von 0,64 % am Standort „Sarstedt“.

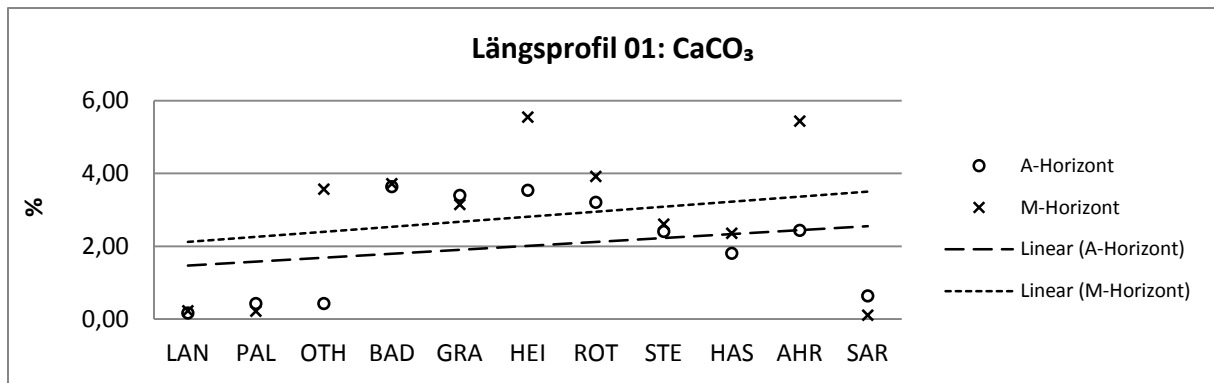


Abb. 6.4: Kalkgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

Auch im rechtsseitigen Längsprofil lassen sich größere Schwankungen zwischen den CaCO_3 -Gehalten der M-Horizonte erfassen. Der Anstieg der Gehalte zwischen den Standorten „Langelsheim“ und „Baddeckenstedt“ ist dem der Gehalte in den A-Horizonten noch ähnlich. Im weiteren Verlauf tauchen aber Unterschiede zu den Werten der A-Horizonte auf, die nicht nur die Intensität der Schwankungsamplituden betrifft. Anzumerken ist ein deutlicher Anstieg der Gehalte bei Heinde auf einen Wert von 5,55 % (siehe Abb. 6.4). Mit einer weiteren starken Schwankung bei Ahrbergen (5,44 %) sinken die Gehalte bis zum Transekt „Sarstedt“ auf 0,11 %.

In den folgenden Horizonten ist die Verteilung der Messergebnisse mit denen des Längsprofils der linken Uferseite vergleichbar. Die Schwankungen sind im Vergleich zu den A- und oberen M-Horizonten ebenfalls größer und die höchsten Gehalte werden auch im Bereich von Baddeckenstedt erreicht (siehe Tab. A.3-4). Der Höchstwert liegt bei 8,55 %. Parallel zum linksseitigen Längsprofil ergeben die Bodenproben der untersten Horizonte der Transekte „Roter Stein“ und „Steuerwald“ die niedrigsten CaCO_3 -Gehalte. Die Proben sind an diesen Standorten als sehr carbonatarm einzustufen (SPONAGEL ET AL. 2005).

6.1.3 Elektrische Leitfähigkeitswerte im Längsprofil

Die elektrische Leitfähigkeit (im Folgenden auch nur als „Leitfähigkeit“ bezeichnet) gibt den Gehalt der Salze im Boden an, die durch Wasser gelöst werden können (BLUME ET AL. 2011). Angegeben wird elektrische Leitfähigkeit (engl.: electrical conductivity (EC)) in der Einheit $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die gemessenen Salzgehalte beider Längsprofile sind nach der Einstufung von HARM (2007) im niedrigen bis mittleren Bereich einzuordnen und liegen umgerechnet bei unter 1000 mg/l [Bodenlösung]. Auf Grund der stark variierenden Wassergehalte von Standort zu Standort und in den einzelnen Horizonten der Bodenprofile, können große Unterschiede zwischen den einzelnen Messwerten auftauchen (BLUME ET AL. 2011).

Die Werte in den A-Horizonten des linksseitigen Längsprofils schwanken zwischen 18,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (LAN) und 170,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (HAS). Vom Harzrand bis zum Transekt „Othfresen“ steigen die Leitfähigkeitswerte bis auf 132,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ an (siehe Abb. 6.5). Entlang des weiteren Flussverlaufs nehmen die Werte stetig bis auf 49,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ROT) ab. Bis zum Transekt „Hasede“ ist ein Anstieg auf 170,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zu verzeichnen. Anschließend folgt eine deutliche Abnahme der Messwerte.

Die Verteilung der Leitfähigkeitswerte der M-Horizonte im linksseitigen Längsprofil (siehe Abb. 6.5), weist wesentlich geringere Schwankungen auf. Obwohl die Werte lediglich zwischen 24,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (LAN) und 92,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (HAS) liegen, ist der Verlauf dem der A-Horizonte ähnlich. Bis zum Standort „Palandsmühle“ steigen die Werte auf 69,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Vergleichbar zu den Ergebnissen der A-Horizonte

sinken die Werte im Folgenden bis zum Standort „Roter Stein“ auf 31,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die Höchstwerte in den M-Horizonten der Bodenprofile werden auch hier im Bereich von Hasede erreicht.

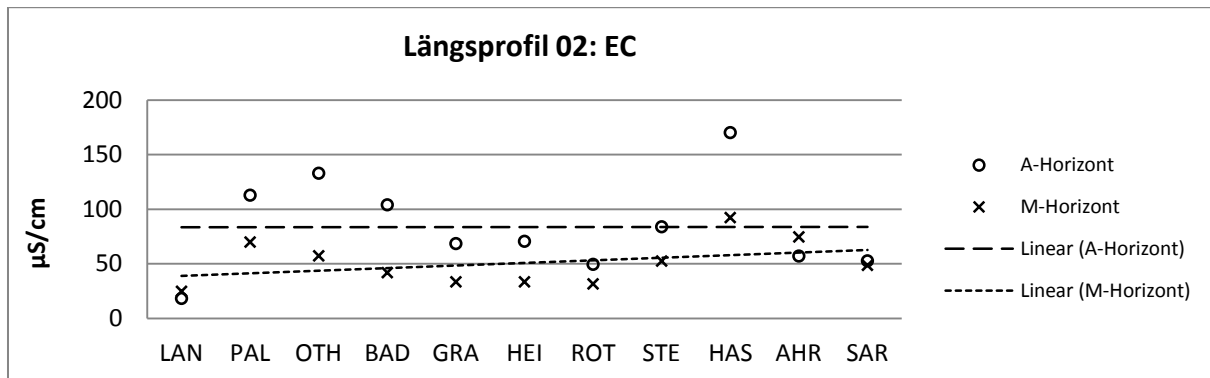


Abb. 6.5: Elektrische Leitfähigkeit in den A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

In den tiefer folgenden Horizonten liegen die Leitfähigkeitswerte ebenfalls im niedrigen Bereich. Vergleichbar zu den darüber liegenden Horizonten sind die höchsten Salzgehalte in der Nähe von Hasede und Ahrbergen zu finden (siehe Anhang A.3).

In der Darstellung der Messergebnisse des rechtsseitigen Längsprofils (Abb. 6.6) fallen stärkere Schwankungen zwischen den Leitfähigkeitswerten auf. Die Werte reichen von 25,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (LAN) bis 142,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (STE). Wie auch im linksseitigen Längsprofil ist ein Anstieg zwischen Langelshaus und Othfresen auszumachen. Die Werte steigen von 25,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (LAN) auf 87,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (OTH). Der Anstieg setzt sich allerdings im rechtsseitigen Längsprofil, wenn auch nur leicht, noch bis Baddeckenstedt fort. Eine weitere Parallele ist der steigende Salzgehalt ab Standort „Roter Stein“ flussabwärts, obwohl der Anstieg auf der rechten Uferseite schon ab Heinde einsetzt. Ab dem Transekt „Steuerwald“ setzt die stetige Abnahme der Leitfähigkeitswerte bis auf 52,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ am Standort „Sarstedt“ ein.

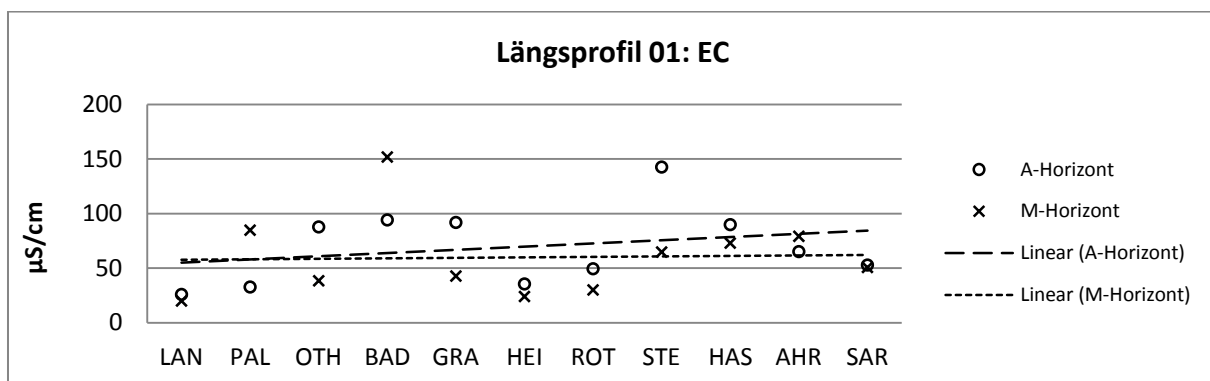


Abb. 6.6: Elektrische Leitfähigkeit in den A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

Auch in den M-Horizonten des rechtsseitigen Längsprofils sind starke Schwankungen erkennbar. Die Werte liegen zwischen 19,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (LAN) und 151,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (BAD). Zwischen Langelshaus und Baddeckenstedt wird ein stetiger Anstieg nur durch die vergleichsweise niedrigen Salzgehalte im Transekt „Othfresen“ unterbrochen. Noch tiefere Werte wurden in den Analysen der Bodenproben der Standorte „Heinde“ und „Roter Stein“ ermittelt. Die ermittelten Leitfähigkeitswerte liegen in

diesen Proben zwischen 24 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (siehe Abb. 6.6). Nach einem erneut stetigen Anstieg der Salzgehalte bis Ahrbergen sinken die Werte bis zum Transekt „Sarstedt“ wieder.

Die untersten Horizonte der Bodenprofile entlang des rechten Flussufers weisen noch stärkere Schwankungen in den Leitfähigkeitswerten, mit größeren Amplituden als die darüber liegenden Horizonte, auf. Die Maximalwerte ergeben sich am Standort „Palandsmühle“. Hier reichen sie bis 950 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (siehe Tab. A.3-2). Vergleichbar zum linksseitigen Längsprofil lassen sich ebenfalls im Bereich von Hasede und Ahrbergen hohe Leitfähigkeitswerte, bis weit über 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$, feststellen.

6.1.4 Gehalte organischer Substanz im Längsprofil

Der Anteil organischer Bodensubstanz wird durch den Glühverlust dargestellt (siehe Kap. 4.2.4). Die Ergebnisse des Glühverlustes und damit auch der Anteil der organischen Substanz im Boden werden in Massen-% angegeben (BLUME ET AL. 2011).

Im linksseitigen Längsprofil liegen die Messergebnisse der A-Horizonte zwischen 3,17 % (LAN) und 12,77 % (BAD) und sind somit nach FIEDLER (2001) als mittelmäßig bis sehr stark humos einzuordnen. Die Gehalte an den einzelnen Standorten zeigen zwischen Langelsheim und Baddeckenstedt eine ansteigende Tendenz (siehe Abb. 6.7). Die Werte sinken nur bei OTH auf 8,02 % ab. Nachdem der Höchstwert in diesem Längsprofil bei Baddeckenstedt erreicht wird, weisen die weiteren Daten einen absteigenden Trend in Richtung Mündung auf. Diesem Trend wirken nur die ansteigenden Werte im Transekt „Hasede“ entgegen. Während im Bereich von Steuerwald Anteile von 5,52 % erreicht werden, liegen sie am Standort „Hasede“ bei 7,24 %. In der Diagrammabbildung (Abb. 6.7) fällt auf, dass die Gipfel des Graphen besonders bei den feuchten Standorten zu lokalisieren sind.

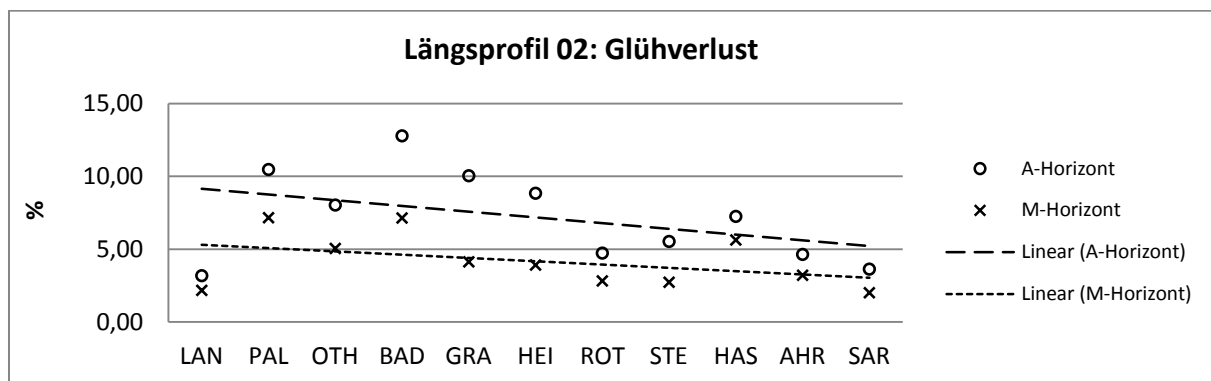


Abb. 6.7: Gehalte organischer Substanz in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

Wie auch bei einigen vorher vorgestellten Parametern, weisen auch die Anteile der organischen Bodensubstanz in den M-Horizonten des linksseitigen Längsprofils Werte auf, die denen der A-Horizonte ähnlich sind. Im Diagramm (Abb. 6.7) liegen die höchsten Gehalte im Bereich derselben Transekte und auch der anfänglich steigende Trend sowie der ab Baddeckenstedt abnehmende Trend sind ähnlich. Die Anteile liegen zwischen 7,15 % (PAL) und 2,0 % (SAR). Die Horizonte können somit als mittelmäßig bis stark humos eingestuft werden (FIEDLER 2001).

Mit zunehmender Tiefe sinken die Werte der Humusgehalte und sind größtenteils nur noch im mittleren bis schwach humosen Bereich anzusiedeln. Auch die Schwankungsbreiten sind deutlich geringer (siehe Anhang A.3).

In den A-Horizonten des rechtsseitigen Längsprofils liegen die Anteile zwischen 1,6 % (PAL) und 10,89 % (OTH). Den niedrigen Wert von Transekt „Palandsmühle“ außen vor gelassen, sind die Messergebnisse des Oberbodens in diesem Längsprofil als mittelmäßig bis sehr stark humos zu charakteri-

sieren (FIEDLER 2001). Ein Unterschied zu den A-Horizonten des linksseitigen Längsprofils zeigt der deutlich niedrigere Humusgehalt am Standort „Palandsmühle“ (siehe Abb. 6.8). Auf dem linken Ufer liegt der gemessene Wert um 9,86 % höher als auf der gegenüber liegenden Seite. Auch im folgenden Transekt liegt der Anteil auf der rechten Uferseite, bei Othfresen, mit 10,89 % viel höher. Von dort zeigt der lineare Trend bis Transekt „Roter Stein“ (2,72 %) nach unten. Im Naturschutzgebiet „Haseder Busch“ werden im flussabwärts folgenden Abschnitt noch einmal Anteile von 5,51 % erreicht.

Parallel zum linksseitigen Längsprofil verläuft auch im Längsprofil gegenüber der Trend der Humusgehalt in den M-Horizonten, im Vergleich zu den A-Horizonten, flacher (siehe Abb. 6.8). Der Verlauf kann sonst aber als ähnlich angesehen werden. Analog zum linksseitigen Längsprofil schwanken auch im Längsprofil am rechten Ufer die Gehalte organischer Masse in ähnlichen Dimensionen. Der Höchstwert wird im Transekt „Palandsmühle“ mit 8,41 % und der Minimalwert im Transekt „Ahrbergen“ mit 1,42 % erreicht. Im Vergleich zu den A-Horizonten wird der Maximalwert, vom Harz ausgehend, schon früher erreicht. Im weiteren Verlauf stellt sich ein allgemein abnehmender Trend ein. Positive Schwankungen tauchen bei Baddeckenstedt (6,17 %) und am Standort „Hasede“ (3,74 %) auf.

Auch auf der rechten Uferseite sind in den tieferen Horizonten nur noch geringere Humusgehalte an den Standorten auszumachen. Der Gehalt an organischer Masse des aGw-Horizontes im Transekt „Palandsmühle“ mit 8 % übersteigt die restlichen Messergebnisse deutlich (vgl. Anhang A.3). Auch die Amplituden der Schwankungen zwischen den einzelnen Standortergebnissen sind erkennbar geringer.

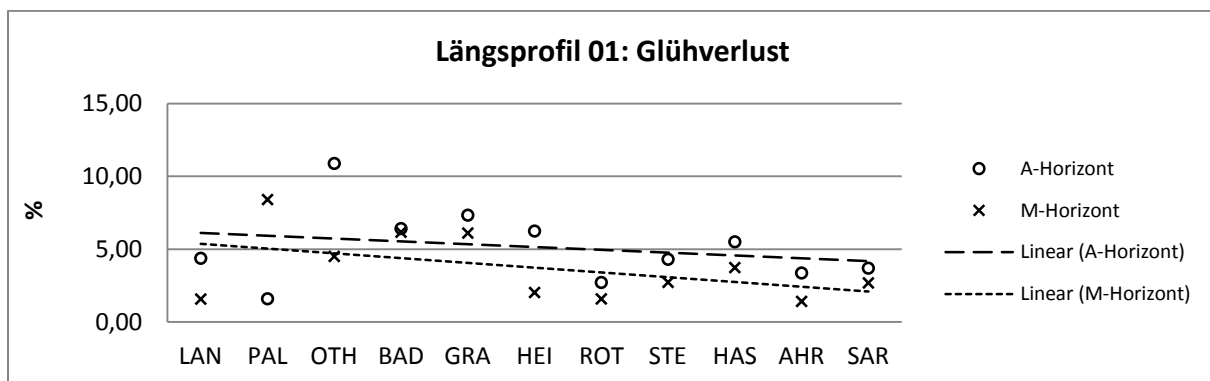


Abb. 6.8: Gehalte organischer Substanz in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

6.1.5 Schwermetallgehalte im Längsprofil

Die Schwermetallgehalte in den Böden werden in mg/kg[TS] (TS = Trockensubstanz) angegeben. Um die Gehalte in den analysierten Bodenproben einzuordnen werden die Hintergrundwerte und Vorsorgewerte als Hilfe herangezogen. Die Hintergrundwerte für Böden im Großraum des Untersuchungsgebietes wurden von der LABO (1998) ausgegeben und die Vorsorgewerte für Schluff- und Lehm Böden wurden der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV 1999) entnommen. Zu beachten ist, dass die Hintergrundwerte nicht direkt für die Auenbereiche gelten. Spezifische Angaben zu Auen-sedimenten im Harzvorland sind nicht in Veröffentlichungen zu finden, da diese zu stark durch die Bergbauaktivitäten überprägt sind. Als Vergleichswerte werden die genannten Hintergrundwerte dennoch herangezogen um eine zusätzliche Einstufung der „nicht-bergbauinduzierten“ Schwermetalle zu gewährleisten.

Es ist noch einmal darauf hinzuweisen, dass besonders die Schwermetalle Kupfer, Zink, Blei und Cadmium auf den Bergbau im Harz zurückzuführen sind.

6.1.5.1 Chrom (Cr)

Die Cr-Gehalte der A-Horizonte des linksseitigen Längsprofils liegen in einem Bereich von 11 mg/kg[TS] (LAN) und 31 mg/kg[TS] (PAL). Die festgelegten Vorsorgewerte von 60 mg/kg[TS] (BBODSCHV 1999) werden damit deutlich unterschritten. Die Hintergrundwerte für Cr liegen bei 30 mg/kg[TS] (LABO 1998).

Ein deutlicher Trend ist bei der Betrachtung des Diagramms (Abb. 6.9) nicht auszumachen. Die Gehalte steigen von Langersheim bis Palandsmühle stark an und liegen in den flussabwärts folgenden Horizonten wieder tiefer. Bei Heinde werden Gehalte von 12 mg/kg[TS] erreicht. Im Siedlungsbereich von Hildesheim zeigen die Werte eine ansteigende Tendenz. Im Transekt „Hasede“ liegen die Cr-Gehalte bei 26 mg/kg[TS]. An den Standorten „Ahrbergen“ und „Sarstedt“ sind die Gehalte geringer. Die Messergebnisse der M-Horizonte im linksseitigen Längsprofil zeigen, verglichen mit dem der A-Horizonte, einen ähnlichen Verlauf. Der Schwankungsbereich, in dem die Werte variieren, ist aber etwas größer. So liegen die Cr-Gehalte zwischen 12 mg/kg[TS] (LAN) und 36 mg/kg[TS] (OTH). Ausgehend vom Harzrand steigen die gemessenen Werte in den Bodenprofilen der Transekte bis Othfresen. Im größtenteils landwirtschaftlich geprägten Abschnitt sinken die Gehalte bis Grasdorf auf 14 mg/kg[TS]. Ein ansteigender Trend ist zwischen den Standorten „Grasdorf“ und „Hasede“ (27 mg/kg[TS]) festzustellen. Im Transekt „Sarstedt“ liegt der Cr-Gehalt im M-Horizont bei 13 mg/kg[TS].

In den untersten Horizonten der Bodenprofile entlang des linksseitigen Längsprofils wurden vergleichbare Gehalte zu den darüber liegenden Horizonten ermittelt. Stellenweise sind sie auch etwas geringer. Besonders herausstechend ist aber der hohe Cr-Gehalt im aGw-Horizont des Standorts „Othfresen“. Mit 55 mg/kg[TS] übersteigt dieser Wert die der aufliegenden Horizonte beträchtlich.

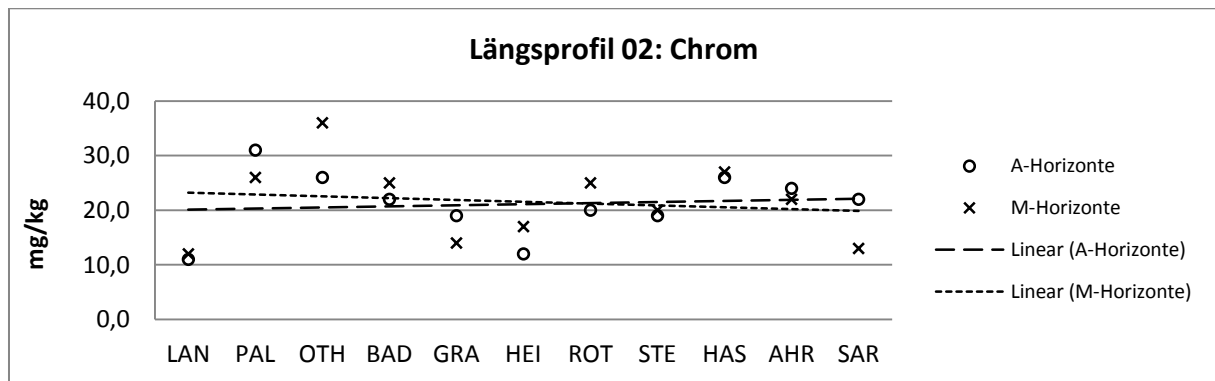


Abb. 6.9: Chromgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

Die Cr-Gehalte der einzelnen Standorte in den A- und M-Horizonten der rechtsseitigen Längsprofile liegen nah beieinander (Abb. 6.10). In den A-Horizonten reichen die Gehalte im Boden von 11 mg/kg[TS] (ROT) bis 27 mg/kg[TS] (OTH und HAS). Erneut steigen die Konzentrationen vom Rand des Harzes bis Othfresen an. Bis zum Transekt „Roter Stein“ nehmen die Werte im weiteren Verlauf stetig ab. Sie erreichen dort den Tiefstwert innerhalb dieses Längsprofils. Im Siedlungsraum von Hildesheim steigen die Gehalte von Transekt zu Transekt wieder an. Im „Haseder Busch“ wurden Gehalte von 27 mg/kg[TS] gemessen. Im Unterschied zu den Messergebnissen des linksseitigen

Längsprofils ist auf der gegenüber liegenden Uferseite eine Zunahme der Gehalte zwischen Standort „Ahrbergen“ und Standort „Sarstedt“ von 21 mg/kg[TS] auf 26 mg/kg[TS] festzustellen.

Dieser Anstieg ist in der Ergebnisdarstellung der M-Horizonte noch deutlicher ausgeprägt. 15 mg/kg[TS] beträgt der Cr-Gehalt im M-Horizont des Bodenprofils AHR01 und 36 mg/kg[TS] der Cr-Gehalt im M-Horizont des Bodenprofils SAR01. Die Cr-Konzentration in den M-Horizonten des rechtsseitigen Längsprofils schwanken zwischen 8,4 mg/kg[TS] (HEI) und 36 mg/kg[TS] (SAR). Damit befinden sich die Gehalte in den oberen Horizonten der Bodenprofile diesseits des Flusses klar unterhalb des Vorsorgewertes. Der Vergleich mit den Ergebnissen des linksseitigen Längsprofils lässt auf der rechten Uferseite niedrigere Cr-Gehalte im Transekt „Othfresen“ erkennen.

In den tiefer gelegenen Horizonten lassen sich die höchsten Werte in den Transekten „Palandsmühle“, „Ahrbergen“ und „Sarstedt“ lokalisieren (siehe Anhang A.4).

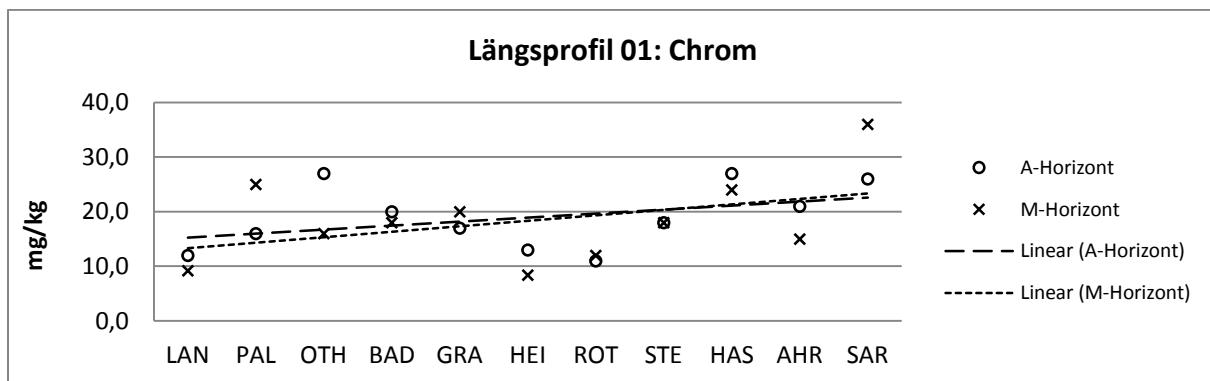


Abb. 6.10: Chromgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

6.1.5.2 Kupfer (Cu)

Für die Böden des nordwestlichen Harzvorlandes wurden durch die LABO (1998) Hintergrundwerte für Kupfer von 15 mg/kg[TS] gemessen. Der Vorsorgewert liegt bei 40 mg/kg[TS] (BBodSCHV 1999). Bei der Betrachtung aller Messergebnisse fällt auf, dass der Großteil der gemessenen Cu-Gehalte erheblich über dem Vorsorgewert liegt.

Der Trend der Gehalte ist in den A-Horizonten im linksseitigen Längsprofil von Langelsheim bis Sarstedt abnehmend (siehe Abb. 6.11). Lediglich vom Transekt „Steuerwald“ bis zum Standort „Sarstedt“ ist eine vergleichbar leichte Zunahme der Cu-Gehalte auszumachen (von 66 mg/kg[TS] auf 120 mg/kg[TS]). Der Maximalwert wird im Transekt „Langelsheim“ mit 500 mg/kg[TS] und der niedrigste Wert, wie erwähnt, bei Steuerwald mit 66 mg/kg[TS] erreicht.

Zwischen den Messwerten der A-Horizonte und denen der M-Horizonte lassen sich am linken Flussufer nur geringe Differenzen ausmachen. Der Trend zeigt auch für die M-Horizonte eine deutliche Abnahme bis in die Nähe der Mündung (51 mg/kg[TS]). In diesem Diagramm (Abb. 6.11) ist ab Standort „Roter Stein“ ein leichter Anstieg auf 98 mg/kg[TS] bei Hasede zu erkennen. Also kommt es auch bei den Cu-Gehalten, zumindest am linken Ufer, zu einer leichten Zunahme der Werte im Siedlungsbereich von Hildesheim.

In den untersten Horizonten am linken Uferbereich der Innerste werden größtenteils ähnliche Werte erreicht, wie in den oben angesprochenen. Auffällig sind nur die vergleichsweise niedrigen Cu-Gehalte in den Bodenproben der Standorte „Roter Stein“ und „Steuerwald“.

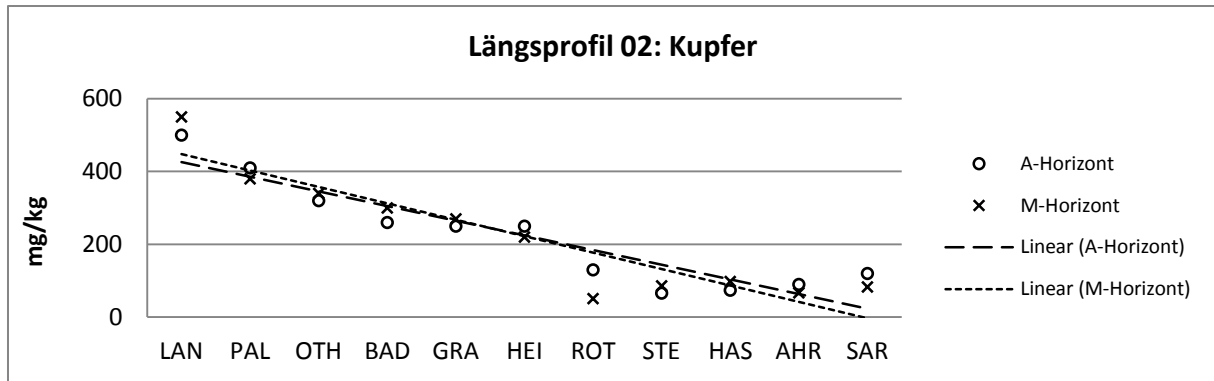


Abb. 6.11: Kupfergehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

Auch in den A- und M-Horizonten des rechtsseitigen Längsprofils wird ein abnehmender Trend deutlich (siehe Abb. 6.12). Doch zuerst zu den A-Horizonten. Die Cu-Gehalte liegen dort zwischen 820 mg/kg[TS] (LAN) und 50 mg/kg[TS] (SAR). Auch auf dieser Uferseite steigen die Werte ab Steuerwald von 74 mg/kg[TS] noch mal auf 120 mg/kg[TS] am Standort „Hasede“ an.

Die Cu-Gehalte in den M-Horizonten weichen nur wenig von denen der A-Horizonte ab. Ein auffälliger Unterschied ist nur im Bereich Othfresen auszumachen. Hier liegen die Cu-Gehalte mit 500 mg/kg[TS] höher als in den benachbarten Transekten (siehe Abb. 6.12).

Der generell abnehmende lineare Trend vom Harzrand bis zur Mündung der Innerste in die Leine ist auch auf die, unter den beschriebenen M-Horizonten, folgenden Horizonte übertragbar. Erhöhte Cu-Gehalte im Vergleich zu den direkt angrenzenden Transekten sind auch hier für die Standorte „Othfresen“ und „Hasede“ anzumerken (Tab. A.4-3 und A.4-9).

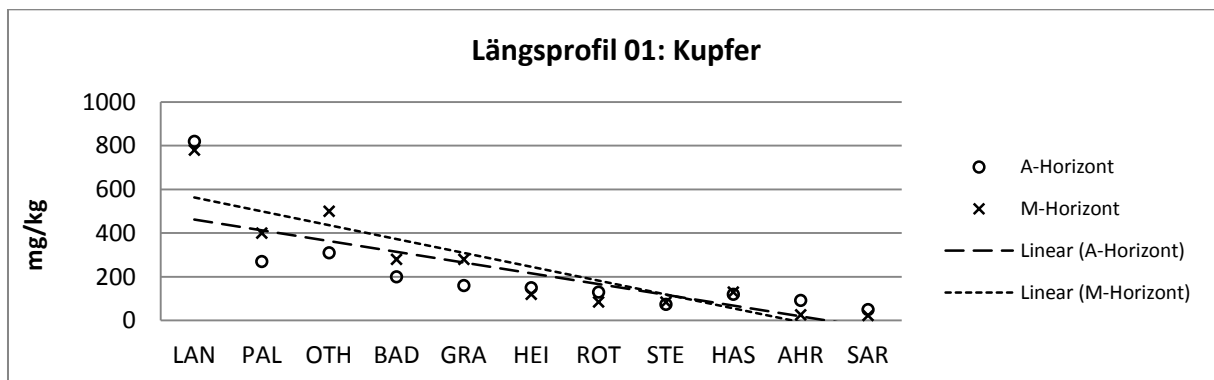


Abb. 6.12: Kupfergehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

6.1.5.3 Nickel (Ni)

Wenn auch nicht so stark wie bei den Cu-Gehalten, ist der Trend der Ni-Gehalte in beiden Längsprofilen zwischen Langelsheim und Sarstedt abnehmend.

In den A- und M-Horizonten des linksseitigen Längsprofils lässt sich allerdings erst einmal ein Anstieg der Ni-Gehalte zwischen den Transekten „Langelsheim“ und „Palandsmühle“ (für die A-Horizonte) und „Langelsheim“ und „Othfresen“ (für die M-Horizonte) beobachten (siehe Abb. 6.13). In den A-Horizonten steigen in diesem Abschnitt die Ni-Konzentrationen von 28 mg/kg[TS] (LAN) auf 41 mg/kg[TS] (PAL). Der im Transekt „Palandsmühle“ ermittelte Gehalt stellt auch den Höchstwert im linksseitigen Längsprofil dar. Der Vorsorgewert von 50 mg/kg[TS] (BBodSchV 1999) wird nicht über-

schritten. Die Hintergrundwerte liegen bei etwa 20 mg/kg[TS] (LABO 1998). Besonders fallen bei der graphischen Darstellung der Ergebnisse (Abb. 6.13) die beiden Gipfel im Bereich der Naturschutzgebiete auf. Im Naturschutzgebiet „Roter Stein“ erreichen die Ni-Gehalte einen Betrag von 19 mg/kg[TS] und im Naturschutzgebiet „Haseder Busch“ 24 mg/kg[TS].

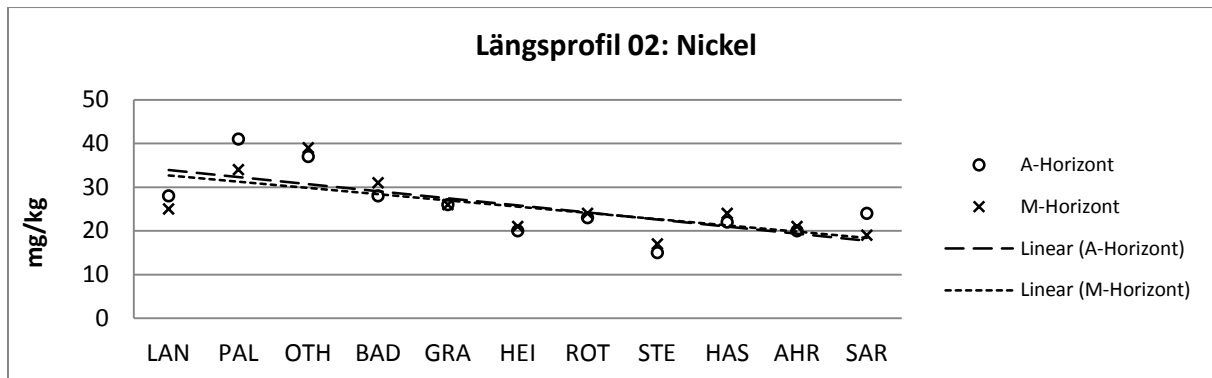


Abb. 6.13: Nickelgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

Die Ni-Gehalte in den M-Horizonten am linken Ufer sind, wie erwähnt, mit den Werten der A-Horizonte vergleichbar. Sie variieren zwischen 39 mg/kg[TS] (OTH) und 17 mg/kg[TS] (STE). Damit wird der Vorsorgewert auch hier nicht überschritten.

Relativ geringe Schwankungen der Ni-Gehalte sind innerhalb des A-Horizontes im rechtsseitigen Längsprofil festzustellen (siehe Abb. 6.14). Der Höchstwert liegt bei 28 mg/kg[TS] (LAN, PAL, OTH), der Tiefstwert bei 17 mg/kg[TS] (STE). Im siedlungsbeeinflussten Bereich zwischen Steuerwald und Hasede steigen die Ni-Gehalte, trotz allgemein abnehmendem Trend, von 17 mg/kg[TS] auf 24 mg/kg[TS].

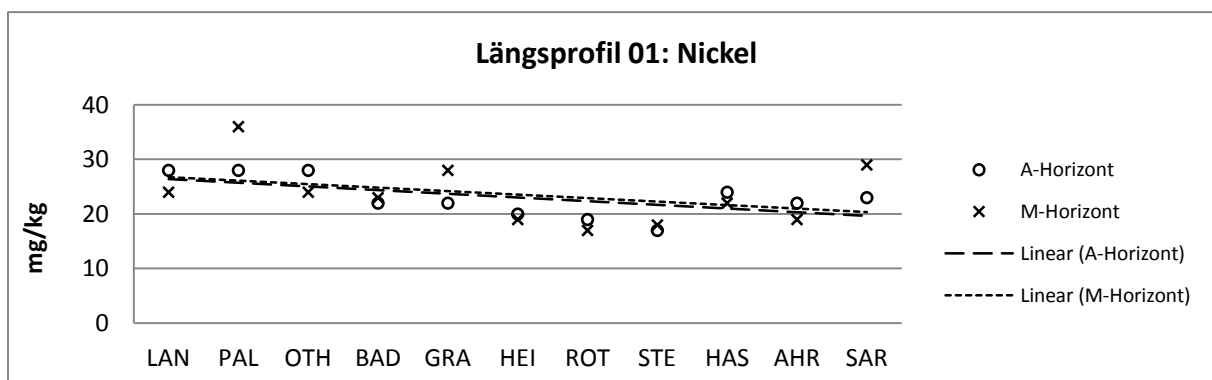


Abb. 6.14: Nickelgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

Der generell leicht abnehmende Trend vom Harz zur Mündung gilt ebenfalls für die M-Horizonte der rechten Uferseite. Es treten allerdings größere Schwankungen als in den Messwerten der A-Horizonte auf (siehe Abb. 6.14). Deutliche Gipfel liegen im Bereich der Transekte „Palandsmühle“ (36 mg/kg[TS]) und „Grasdorf“ (28 mg/kg[TS]). Die Schwankungsbreite der Ni-Gehalte, über das gesamte Längsprofil verteilt, reicht von 36 mg/kg[TS] (PAL) bis 17 mg/kg[TS] (ROT). Alle gemessenen Ni-Gehalte des Längsprofils am rechten Ufer unterschreiten damit den Vorsorgewert eindeutig. Zwi-

schen den Transekten „Ahrbergen“ (19 mg/kg[TS]) und „Sarstedt“ (29 mg/kg[TS]) ist die Differenz der Ni-Gehalte höher als in den A-Horizonten.

In den untersten Horizonten der beiden Längsprofile liegen die Ni-Gehalte im selben Wertebereich, wie in den darüber liegenden Horizonten (siehe Anhang A.4). Auch die Beträge an den einzelnen Standorten sind vergleichbar.

6.1.5.4 Zink (Zn)

Zink ist eines der Schwermetalle, das besonders durch die Folgen der Bergbautätigkeit im Harz in großen Mengen freigesetzt wurde. Alle gemessenen Zn-Gehalte in den beiden obersten Horizonten der beprobten Bodenprofile in Ufernähe überschreiten den Vorsorgewert deutlich. Die höchsten Gehalte überschreiten den Vorsorgewert, der bei 150 mg/kg[TS] (BBodSchV 1999) liegt, über fünfzigfach. Ein Zn-Gehalt von 53 mg/kg[TS] wurde als Hintergrundwert ermittelt (LABO 1998).

Vom Transekt „Langelsheim“ bis zum Transekt „Sarstedt“ ist generell ein abnehmender Trend in den Zn-Gehalten der A-Horizonte im Längsprofil am linken Ufer der Innerste festzustellen. Obwohl die Werte ab Standort „Steuerwald“ noch einmal zunehmen (siehe Abb. 6.15). Der Ausgangswert bei Langelsheim beträgt 7400 mg/kg[TS]. Bei Sarstedt erreichen die Zi-Gehalte 2900 mg/kg[TS]. Der niedrigste Wert wird im Transekt „Steuerwald“ mit 1200 mg/kg[TS] registriert.

Die M-Horizonte auf der linken Uferseite zeigen eine ähnliche Verteilung der Zn-Gehalte (siehe Abb. 6.15). Ab Standort „Palandsmühle“ kommt es dabei aber zu einem relativ leichten Anstieg. Statt ab Transekt „Steuerwald“ steigen die Gehalte im Stadtgebiet von Hildesheim in diesen Horizonten bereits ab Transekt „Roter Stein“ bis zur Mündung an. Die Zn-Gehalte erstrecken sich über einen Wertebereich von 7200 mg/kg[TS] (LAN) bis 1100 mg/kg[TS] (ROT).

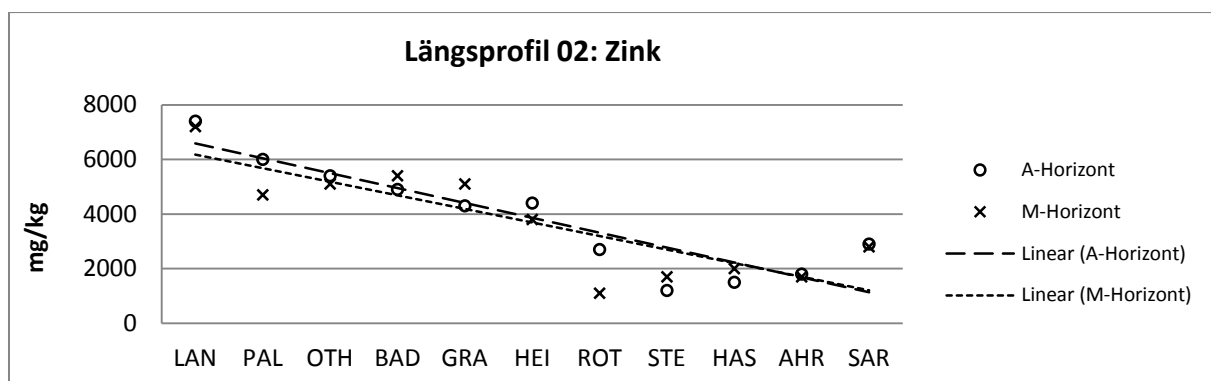


Abb. 6.15: Zinkgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

In den untersten Horizonten des linksseitigen Längsprofils fallen die Messwerte des Standorts „Steuerwald“ ins Auge. Diese liegen als einzige klar unterhalb des Vorsorgewertes (93 mg/kg[TS] im aM-Go-Horizont und 63 mg/kg[TS] im Go-Horizont). Die weiteren Messergebnisse überschreiten den Vorsorgewert aber wieder deutlich (siehe Anhang A.4).

Auch in den beiden obersten Horizonten des rechtsseitigen Längsprofils ist der abnehmende Trend der Zn-Gehalte zwischen Langelsheim und Sarstedt zu erkennen (siehe Abb. 6.16). Der Ausgangswert im A-Horizont bei Langelsheim liegt bei 7700 mg/kg[TS] und der tiefste Wert, in der Nähe der Mündung, beträgt 910 mg/kg[TS]. In der graphischen Darstellung der Ergebnisse stechen besonders die beiden Gipfel im Bereich der Transekte „Othfresen“ (5800 mg/kg[TS]), flussabwärts der ehemaligen Eisenerzmühle „Kunigunde“ und Hasede (2500 mg/kg[TS]), dem Stadtgebiet Hildesheims flussabwärts folgend, heraus.

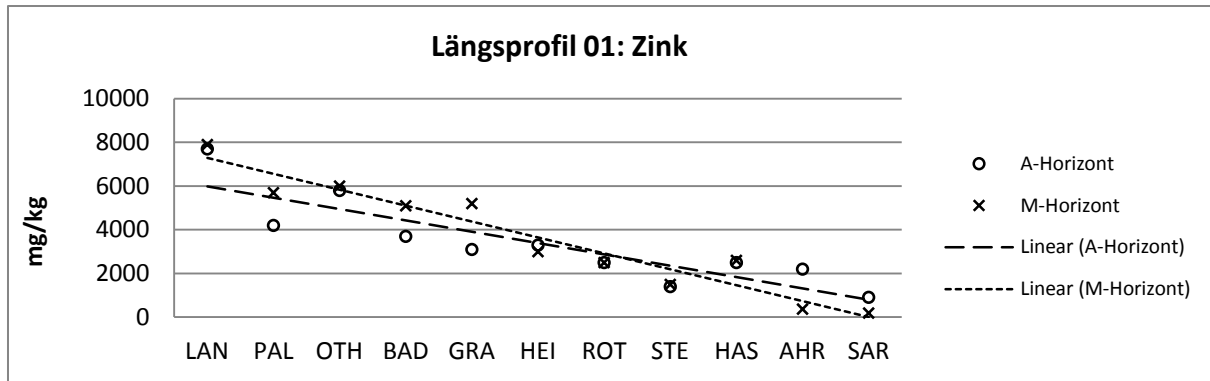


Abb. 6.16: Zinkgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

In den M-Horizonten dieser Uferseite schwanken die Zn-Gehalte zwischen 7900 mg/kg[TS] (LAN) und 190 mg/kg[TS] (SAR). Die Werte unterscheiden sich wenig von denen der A-Horizonte. Vergleichsweise größere Unterschiede zu den A-Horizonten lassen sich im Abschnitt zwischen Palandsmühle und Grasdorf feststellen (siehe Abb. 6.16). Eine markante Differenz zwischen den Zn-Gehalten der Nachbartransekte „Steuerwald“ (1500 mg/kg[TS]) und „Hasede“ 2600 mg/kg[TS] ist zudem auffällig.

In den Analyseergebnissen der tiefer folgenden Horizonte zeigt sich ebenfalls der abnehmende Trend vom Harzrand bis in den Mündungsbereich der Innerste (siehe Anhang A.4). Die höchsten Zn-Gehalte sind im Transekt „Langelsheim“ ermittelt worden und die niedrigsten am Standort „Sarstedt“.

6.1.5.5 Blei (Pb)

Auch die hohen Pb-Gehalte in den Böden der Innersteau sind hauptsächlich auf den Bergbau im Harz zurückzuführen. Der Vorsorgewert wurde auf 70 mg/kg[TS] festgelegt (BBodSCHV 1999). Fast alle gemessenen Pb-Gehalte übersteigen den Vorsorgewert immens. Der ausgegebene Hintergrundwert liegt bei 23 mg/kg[TS] (LABO 1998).

Über das gesamte linksseitige Längsprofil gesehen, ergibt sich ein abnehmender linearer Trend. Diesem Trend wirkt in den A-Horizonten eine Unterbrechung der stetig abnehmenden Gehalte zwischen den Transekten „Othfresen“ und „Heinde“ entgegen (siehe Abb. 6.17).

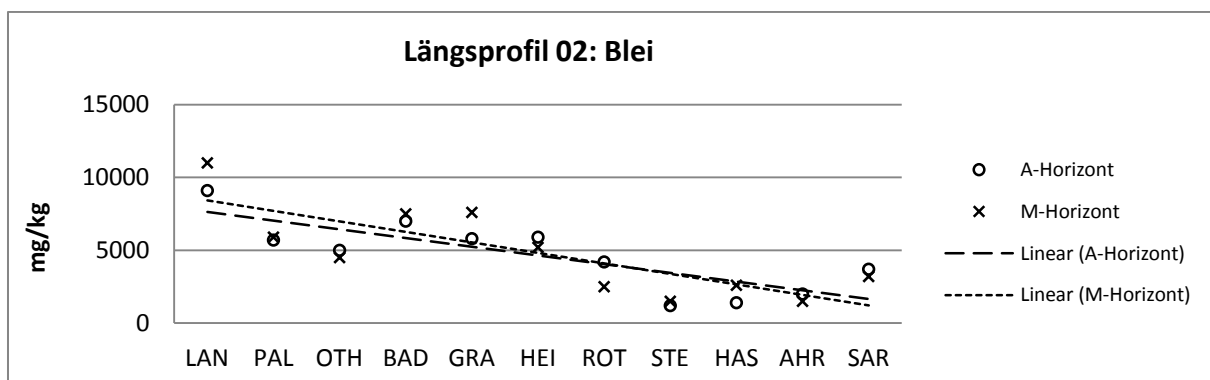


Abb. 6.17: Bleigehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

In diesem Abschnitt steigen die Werte bis auf 7000 mg/kg[TS] (BAD) an. Allgemein variieren die Pb-Gehalte in den A-Horizonten zwischen 9100 mg/kg[TS] (LAN) und 1200 mg/kg[TS] (STE). Im weiteren

Verlauf Richtung Mündung lassen sich ab dem Standort „Steuerwald“ ansteigende Pb-Gehalte bis zum Standort „Sarstedt“ (3700 mg/kg[TS]) registrieren. Selbst die niedrigsten Messwerte der A-Horizonte nahe dem linken Ufer überschreiten den Vorsorgewert um mehr als das Siebzehnfache.

Die Analyseergebnisse für die Pb-Gehalte der M-Horizonte des linksseitigen Längsprofils sind denen der A-Horizonte sehr ähnlich (siehe Abb. 6.17). Der höchste Pb-Gehalt wurde im Transekt „Langelsheim“ gemessen (11000 mg/kg[TS]). Bis zum Transekt „Othfresen“ sinken die Gehalte in den aufeinander folgenden Transekten stark ab. Im weiteren Verlauf steigen die Werte bis zum Standort „Grasdorf“ auf 7600 mg/kg[TS]. Nachdem die Pb-Gehalte in den folgenden Transekten wieder sinken, steigen sie dem Transekt „Steuerwald“ folgend bis zum Standort „Sarstedt“ auf 3200 mg/kg[TS].

In den tiefer lokalisierten Horizonten fallen, wie auch bei den Zn-Gehalten, die vergleichsweise niedrigen Pb-Gehalte im Bereich Steuerwald auf. Auf der linken Uferseite wurden hier maximal 38 mg/kg[TS] gemessen (siehe Tab. A.4-8). Diese Gehalte liegen deutlich unterhalb des Vorsorgewertes.

Auf der rechten Uferseite zeigen die ermittelten Pb-Gehalt, in der Betrachtung des Längsprofils der ufernahen Standorte, erneut einen absteigenden Trend zwischen Langelsheim und Sarstedt. Nach der großen Differenz der Pb-Gehalte in den A-Horizonten zwischen den Transekten „Langelsheim“ (11000 mg/kg[TS]) und „Palandsmühle“ (4500 mg/kg[TS]) tauchen in der Diagrammdarstellung (Abb. 6.18) nur noch vergleichsweise geringe Schwankungen auf. Eine leichte Zunahme der Gehalte im Vergleich zu den flussaufwärts gelegenen Transekten sind an den Standorten „Othfresen“ (5600 mg/kg[TS]) und „Hasede“ (3100 mg/kg[TS]) erkennbar. Die niedrigsten Pb-Konzentrationen in den A-Horizonten des rechtsseitig ufernahen Bereichs wurden am Standort „Sarstedt“ (1000 mg/kg[TS]) gemessen.

Im Abschnitt zwischen den Standorten „Palandsmühle“ (5600 mg/kg[TS]) und „Othfresen“ (10000 mg/kg[TS]) lassen sich in den M-Horizonten des rechtsseitigen Längsprofils größere Schwankungsbreiten ausmachen als in den A-Horizonten (siehe Abb. 6.18). Die Pb-Gehalte sind aber mit denen in den A-Horizonten weitgehend vergleichbar. Bemerkenswert ist, dass der höchste Pb-Gehalt im rechtsseitigen Längsprofil bei Langelsheim (14000 mg/kg[TS]) den niedrigsten Wert bei Sarstedt (140 mg/kg[TS]) um das hundertfache übersteigt.

Bei der Betrachtung der untersten Horizonte der Bodenprofile auf dieser Uferseite fallen starke Schwankungen der Pb-Gehalte zwischen einigen benachbarten Transekten auf. Vergleichsweise niedrige Werte wurden an den Transekten „Steuerwald“ und „Sarstedt“ gemessen (siehe Tab. A.4-8 und A.4-11).

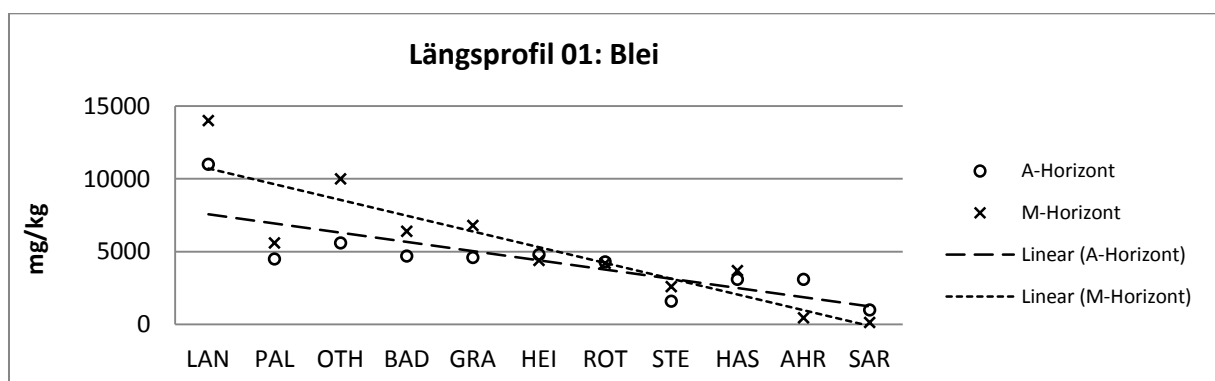


Abb. 6.18: Bleigehalten in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

6.1.5.6 Cadmium (Cd)

In den A-Horizonten des linksseitigen Längsprofils liegen die Cd-Gehalte alle klar über dem Vorsorgewert von 1 mg/kg[TS] (BBodSchV 1999). Der Hintergrundwert beträgt laut LABO (1998) 0,31 mg/kg[TS]. Zwischen Langelsheim und Heinde schwanken die Gehalte zwischen 25 mg/kg[TS] (LAN), 26 mg/kg[TS] (PAL), 22 mg/kg[TS] (BAD) und 25 mg/kg[TS] (HEI) (siehe Abb. 6.19). Zwischen den Transekten „Roter Stein“ und „Sarstedt“ sind niedrigere Cd-Gehalte zu verzeichnen. Die Tiefstwerte in den A-Horizonten sind im Bereich Steuerwald (7,8 mg/kg[TS]) lokalisiert. Im weiteren Verlauf in Fließrichtung steigen die Gehalte bis Sarstedt auf 15 mg/kg[TS] an.

In den M-Horizonten auf derselben Uferseite schwanken die Cd-Gehalte zwischen einigen Standorten etwas stärker. Der abnehmende Trend ist dem der A-Horizonte aber sehr ähnlich. Nach Abnahme der Gehalte von Langelsheim (27 mg/kg[TS]) nach Palandsmühle (18 mg/kg[TS]) werden am Standort „Othfresen“ wieder Gehalte von 29 mg/kg[TS] verzeichnet. Auch im Einflussbereich des Siedlungsgebietes von Hildesheim sind höhere Cd-Gehalte als in den benachbarten Transekten zu verzeichnen. Im Transekt „Steuerwald“ wurden in den M-Horizonten der ufernahen Bodenprofile des linken Flussufers Gehalte von 10 mg/kg[TS] und im Transekt „Hasede“ von 9,9 mg/kg[TS] gemessen (siehe Abb. 6.19).

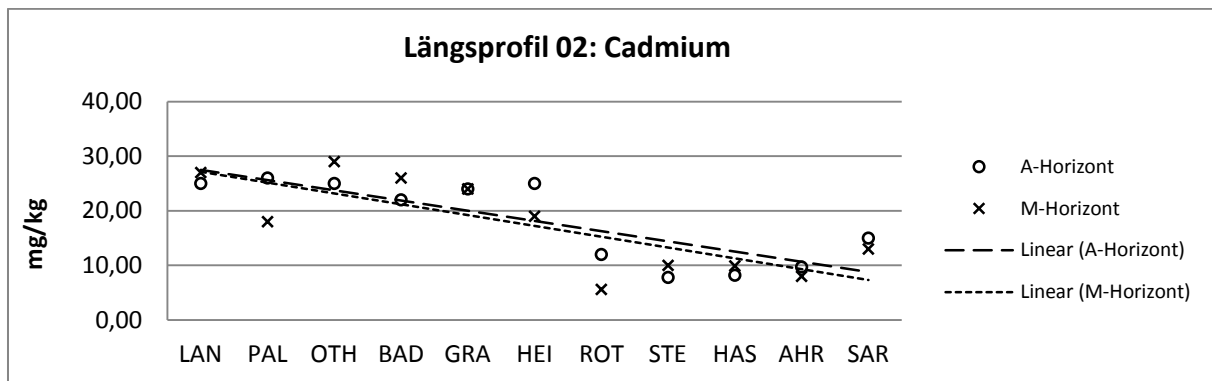


Abb. 6.19: Cadmiumgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

In den tieferen Unterbodenhorizonten liegt der Großteil der Cd-Gehalte im selben Größenbereich, wie in den darüber befindlichen Horizonten. Abweichend sind die Messergebnisse der Standorte „Roter Stein“ und „Steuerwald“. Die Cd-Gehalte sind dort nicht größer als 3 mg/kg[TS]. Erst im Transekt „Hasede“ sind wieder höhere Werte ermittelt worden (siehe Tab. A.4-9).

Auf der rechten Uferseite nehmen die Cd-Gehalte ebenfalls, unterbrochen von einigen Schwankungen, tendenziell vom Harz bis zur Mündung ab (siehe Abb. 6.20). Deutliche Schwankungen ergeben sich beispielsweise durch den vergleichsweise hohen Cd-Gehalt am Standort „Othfresen“ (25 mg/kg[TS]) und dem niedrigen Wert am Standort „Heinde“ (17 mg/kg[TS]). Insgesamt bewegen sich die Cd-Gehalte der A-Horizonte des rechtsseitigen Längsprofils in einem Wertebereich zwischen 31 mg/kg[TS] (LAN) und 4,2 mg/kg[TS] (SAR).

Bezogen auf die M-Horizonte der rechten Uferseite lässt sich im Transekt „Sarstedt“ der niedrigste Cd-Gehalt verzeichnen. Mit 0,75 mg/kg[TS] ist dieser noch unterhalb des Vorsorgewertes einzuordnen (siehe Abb. 6.20). Auch in der Nähe von Ahrbergen sind die Cd-Gehalte schon vergleichsweise niedrig. Im Unterschied zu den A-Horizonten dieser Uferseite sind höhere Gehalte an den Standorten „Baddeckenstedt“ und „Grasdorf“ (jeweils 27 mg/kg[TS]) gemessen worden. Der Höchstwert in den M-Horizonten wird mit 29 mg/kg[TS] trotzdem am Harzrand bei Langelsheim erreicht.

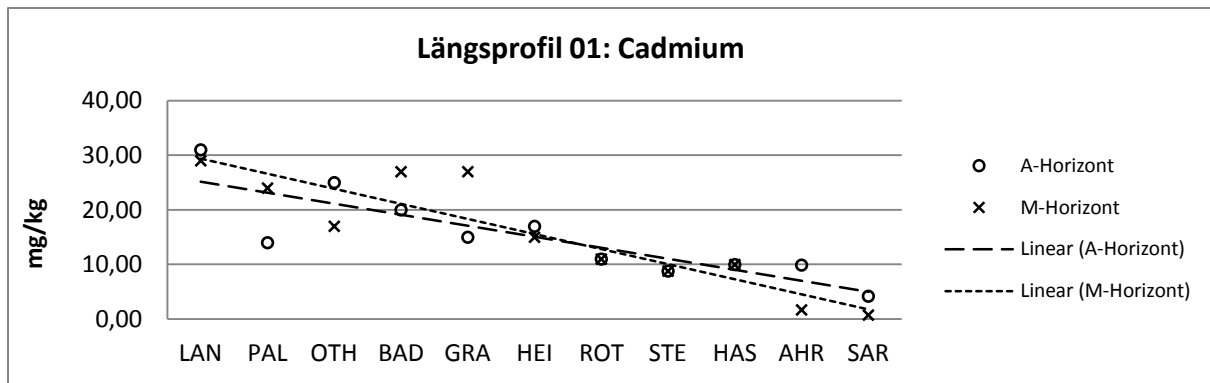


Abb. 6.20: Cadmiumgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

Bei Betrachtung der Messergebnisse der tiefer liegenden Horizonte im rechtsseitigen Längsprofil lässt sich eine Gliederung in zwei Abschnitte durchführen. Ausgehend vom Transekt „Langelshiem“ bis zum Standort „Heinde“ liegen die Cd-Gehalte über 15 mg/kg[TS] (siehe Anhang A.4). Die Standorte des anschließenden Abschnitts (ROT bis SAR) weisen Werte auf, die größtenteils deutlich unterhalb dieser Marke liegen.

6.1.5.7 Zusammenfassung: Schwermetalle im Längsprofil

Die gemessenen Konzentrationen der Elemente Cu, Zn, Pb und Cd in den A- und M-Horizonten zeigen in beiden Längsprofilen deutlich abnehmende Trends vom Rand des Harzes in Richtung der Mündung. Die Ni-Gehalte weisen ebenfalls abnehmende Trends auf, allerdings in wesentlich geringerem Maße. Die Verteilungen der Cr-Gehalte zeigen dagegen in den meisten Fällen eine tendenzielle Zunahme in Richtung der Mündung. Die Tendenzen sollen aber nicht darüber hinweg täuschen, dass es durchaus Schwankungen zwischen den Elementgehalten entlang des Flusslaufes gibt. Diese treten häufig im Bereich zwischen den Transekten LAN und OTH sowie ROT und HAS auf. Die ermittelten Gehalte der Schwermetalle Cu, Zn, Pb und Cd überschreiten die Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) in den meisten Fällen sehr deutlich. Für die Elemente Ni und Cr konnten keine Überschreitungen beobachtet werden. Sie liegen im Bereich der angegebenen Hintergrundwerte (LABO 1998).

6.1.6. Eisen- und Aluminiumgehalte im Längsprofil

Eisen und Aluminium sind die häufigsten Metalle in der Erdkruste (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Aluminiumgehalte schwanken zwischen 9 g/kg in Carbonatgestein und bis zu 80 g/kg in Magmatiten und sedimentären Tonsteinen (HEM 1985). Gehalte von Eisen in Gesteinen liegen bei etwa 86 g/kg in basaltischen Gesteinen, bis zu 48 g/kg in Tonsteinen und durchschnittlich 2 g/kg in fluviatilen Sanden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Die durchschnittlichen Gesamtgehalte von Eisen in Böden liegen nach GISI ET AL. (1997) und FREY & LÖSCH (2004) umgerechnet zwischen 5 und 40 g/kg. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2010) geben Gesamtgehalte von 2 bis 50 g/kg an.

Während Aluminium häufig in oxidiert Form in Tonmineralen vorzufinden ist (LÜTTGE ET AL. 2010), lässt sich Eisen unter aeroben Verhältnissen am häufigsten als Fe(III)-Oxid im Boden feststellen (KUNTZE ET AL. 1994; BRADY & WEIL 2008; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Eisen- und Aluminiumverbindungen spielen eine besondere Rolle bei der Sorption von Schwermetallen in Böden (KUNTZE ET AL. 1994; ALLOWAY 1999; VAN DER PERK 2006; BLUME ET AL. 2011). Das Thema „Mobilität von Schwermetallen im Boden“ wird in Kapitel 7.1 eingehender aufgegriffen.

Die Darstellung der Ergebnisse bezieht sich, aus erwähnten Gründen, auch bei diesen Elementen hauptsächlich auf die A- und M-Horizont. Die Messergebnisse der weiteren Horizonte werden in

einem kurzen Überblick behandelt. Die ermittelten Gesamtgehalte des Eisens in den Böden des Untersuchungsgebietes liegen zwischen 16 g/kg[TS] im Bodenprofil STE02 Ah- und aGo-Horizont) und 69 g/kg[TS] am Standort LAN01 (aM-aIC-Horizont) (siehe Tab. A.4-8 und Tab. A.4-1).

Bei Betrachtung der Längsprofile fallen Gemeinsamkeiten in der Verteilung der Eisengehalte auf. Im Transekt LAN wurden auf beiden Uferseiten die höchsten Eisengehalte der jeweiligen A- und M-Horizonte ermittelt. Mit 43 g/kg[TS] wurde der niedrigste Eisengehalt in diesem Transekt im Oberboden des rechten Ufers gemessen (siehe Abb. 6.22). Zwischen den Standorten „Baddeckenstedt“ und „Roter Stein“ bewegen sich die Werte zwischen 20 und 30 g/kg[TS]. Im folgenden Flussabschnitt wurden in den Bodenproben der ufernahen Standorte entlang beider Uferseiten stellenweise Eisengehalte unter 20 g/kg[TS] festgestellt (siehe Abb. 6.21 und 6.22). Im Vergleich zu den umliegenden Transekten fallen die höheren Eisengehalte in den M-Horizonten der Bodenprofile HAS02 und SAR01 auf. Insgesamt ist für beide Längsprofile in den Eisengesamtgehalten ein deutlich abnehmender linearer Trend vom Harzrand bis zur Mündung zu erkennen.

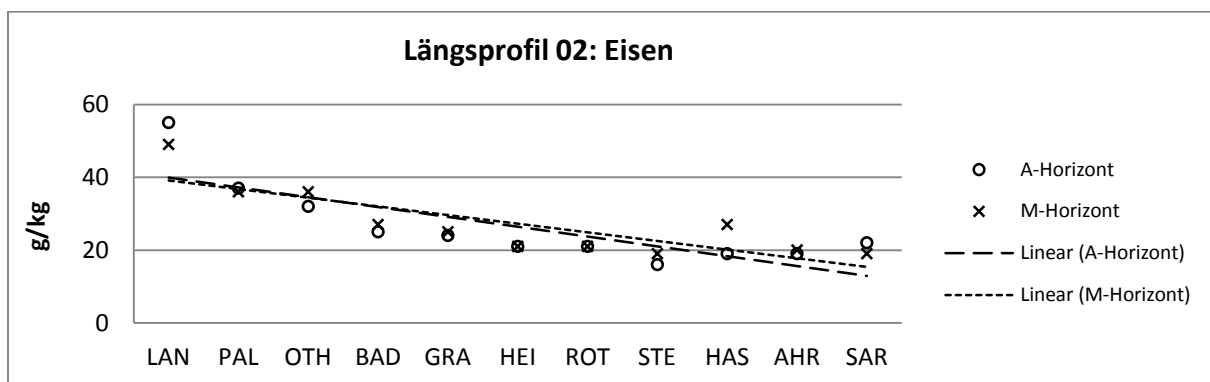


Abb. 6.21: Eisengehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

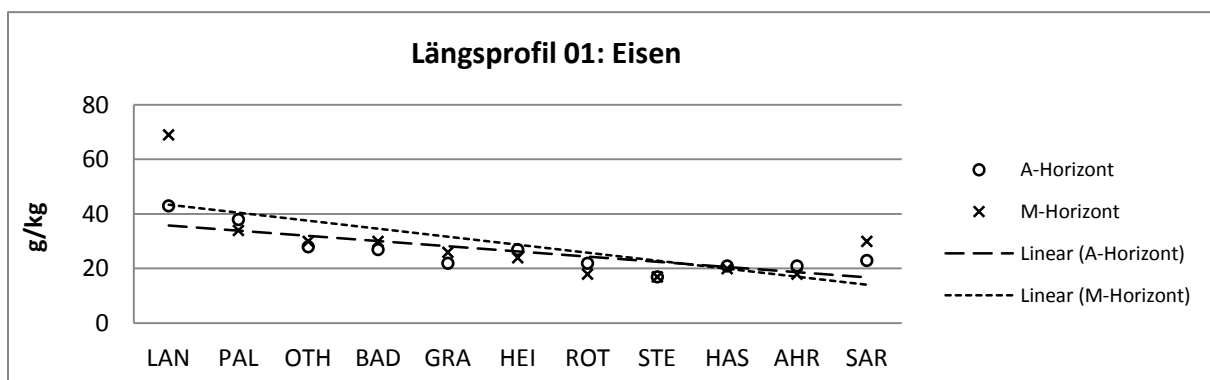


Abb. 6.22: Eisengehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

Deutliche Unterschiede in den Eisengehalten zwischen den A- und M-Horizonten und den darunter liegenden Horizonten lassen sich an verschiedenen Standorten erkennen. Dies betrifft in allen Fällen allerdings nur einzelne Werte, die sich durch ihre Höhe klar von den anderen Messergebnissen an den Standorten abheben. Eine eindeutige Tendenz der Zunahme der Eisengehalte in den entsprechenden Bodenprofilen mit der Tiefe ist aber nicht auszumachen (siehe Anhang A.4). Als Beispiele seien der aGw-Horizont im Bodenprofil OTH01 (63 g/kg[TS]) und der aGr-Horizont am Standort PAL02 (64 g/kg[TS]) genannt.

Die ermittelten Gesamtgehalte von Aluminium in den A- und M-Horizonten entlang der beiden Längsprofile lassen vom Harz bis zur Mündung keinen eindeutigen Trend erkennen. Entlang der flussnahen Bodenprofile schwanken die Gehalte zwischen 5 und 20 g/kg[TS] (siehe Abb. 6.23 und 6.24). Nur im aM-Horizont des Bodenprofils SAR01 wurde ein Wert von 27 g/kg[TS] gemessen. Beim Vergleich der Messergebnisse nach Längsprofilen fallen kaum Gemeinsamkeiten zwischen den beiden Uferseiten auf. Zu nennen sind die vergleichsweise niedrigen Aluminiumgehalte an den Standorten „Langelsheim“ und „Heinde“. Außerdem ist in beiden Längsprofilen eine markante Zunahme vom Transekt „Steuerwald“ zum Transekten „Hasede“ zu erkennen.

Die Aluminiumgehalte in den tieferen Horizonten liegen jeweils auf einem vergleichbaren Niveau. Extreme Abweichungen zu den Gehalten in den A- und M-Horizonten sind nicht auszumachen (siehe Anhang A.4). Der höchste Aluminiumgehalt wurde im aSw-Horizont des Bodenprofils SAR01 mit 31 g/kg[TS] ermittelt.

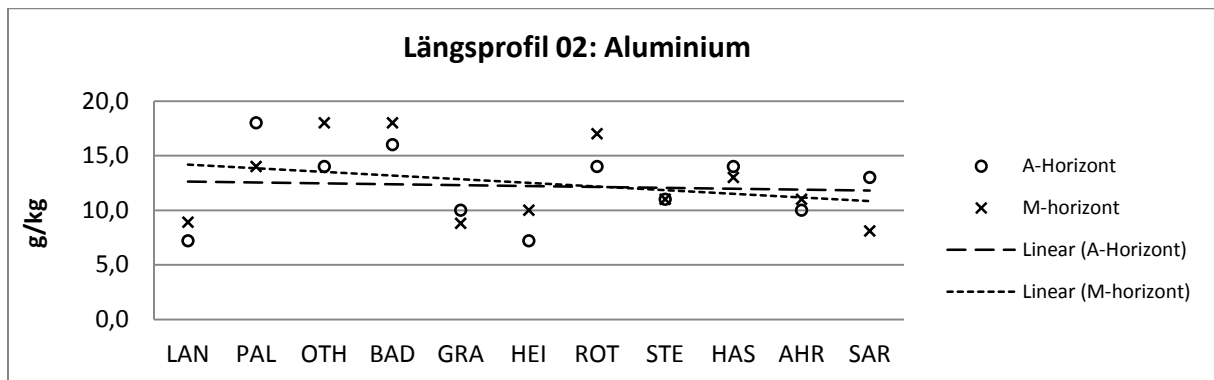


Abb. 6.23: Aluminiumgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

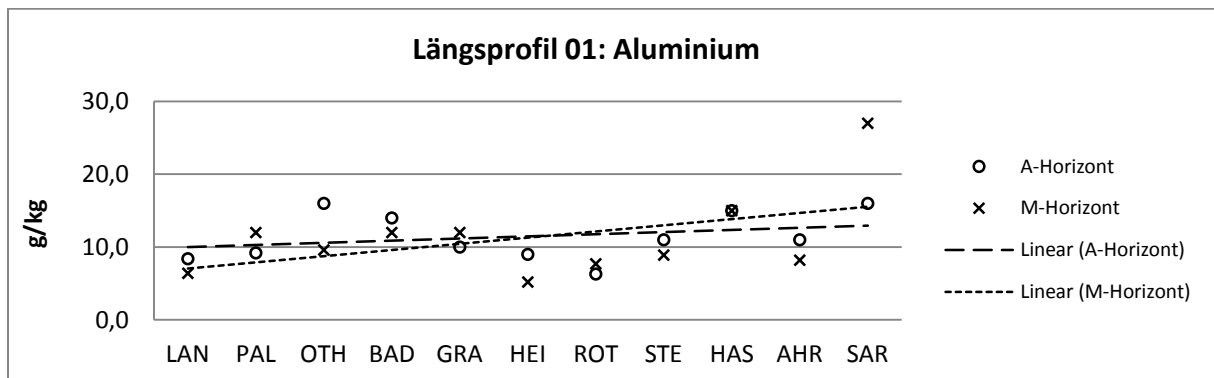


Abb. 6.24: Aluminiumgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am rechten Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

Da die Aluminium- und Eisengehalte innerhalb der Transekte häufig nur wenig schwanken oder zumindest im selben Wertebereich der ufernahen Standorte liegen, wird auf eine detaillierte Beschreibung der einzelnen Transekte verzichtet. Informationen zu den Messwerten der flussfernen Bodenprofile können den Tabellen im Anhang A.4 entnommen werden. Ein gemeinsamer Trend zur Verteilung der Aluminium- und Eisengehalte in den Querprofilen entlang der Innerste ist nicht zu erkennen.

6.1.7 Nährstoffe im Längsprofil

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Bestimmung der austauschbaren Kationen dargestellt. Die Elemente Calcium, Magnesium, Natrium und Kalium gehören zu den essenziellen Elementen für Flora und Fauna (SMITH & SMITH 2009). Sie tragen also alle wesentlich zum Wachstum von Pflanzen bei. Außerdem gehören die Elemente zu den Alkali- und Erdalkalimetallen.

Die Nährstoffe wurden in den Bodenprofilen des linksseitigen Ufers, in Ufernähe, und entlang ausgewählter, repräsentativer Transekte gemessen. In diesem Abschnitt werden also nur die Ergebnisse im linksseitigen Längsprofil behandelt. Weiterhin werden vorrangig die beiden oberen Horizonte (A- und M-Horizont) der Bodenprofile betrachtet.

Ein erster Überblick über die gemessenen Nährstoffgehalte lässt keinen konstanten Trend in der Verteilung erkennen. Spezifischere Angaben folgen in den anschließenden Kapiteln.

6.1.7.1 Calcium (Ca)

Allgemein werden Ca-Gehalte in Mineralböden von KUNTZE ET AL. (1994) zwischen 2000 mg/kg[TS] und 15000 mg/kg[TS] eingestuft. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2010) geben vergleichbare Werte für Mineralböden an.

Im A-Horizont wird im Transekt „Baddeckenstedt“ ein Ca-Gehalt von 3000 mg/kg erreicht. Vom Harzrand bis zu diesem Transekt lässt sich ein stetig steigender Trend erkennen. Bei Langelsheim liegt der Wert bei 220 mg/kg[TS]. Damit ist die größte Spannweite in der Verteilung der Ca-Gehalte gegeben. Flussabwärts von Baddeckenstedt nehmen die Konzentrationen ab. Im Bereich Steuerwald wurde ein Wert von 1900 mg/kg[TS] ermittelt. In der Graphik (siehe Abb. 6.25) fällt der Standort „Hasede“ ins Auge. Im Vergleich zu den angrenzenden Transekten ist der gemessene Ca-Gehalt im A-Horizont deutlich höher (2700 mg/kg[TS]).

In den M-Horizonten ist das Verteilungsmuster der Ca-Gehalte denen der A-Horizonte ähnlich. Die höchsten Gehalte werden an den Standorten „Baddeckenstedt“ und „Hasede“ erreicht (jeweils 2400 mg/kg[TS]). Generell liegen die Werte etwas niedriger als in den A-Horizonten. Der niedrigste Ca-Gehalt wurde auch in den M-Horizonten im Bereich Langelsheim gemessen (460 mg/kg[TS]).

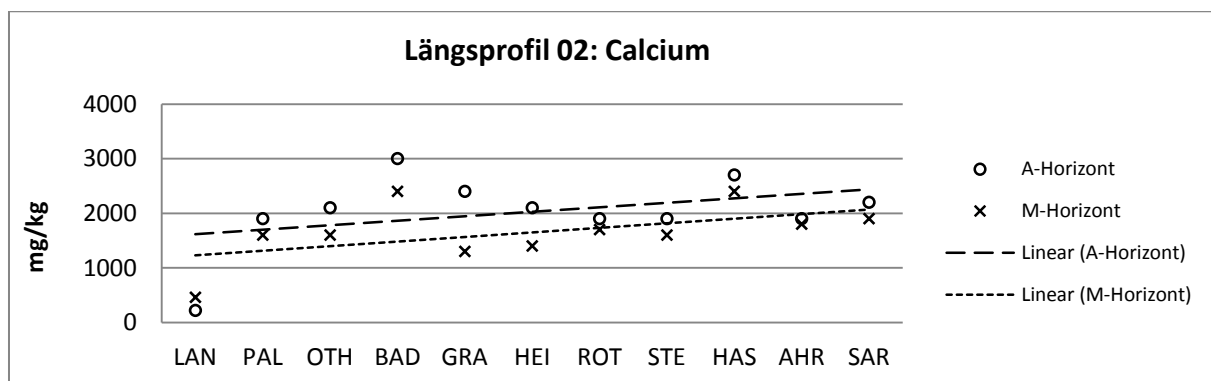


Abb. 6.25: Calciumgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

In den untersten Horizonten sind die Verteilungsmuster mit denen, der darüber liegenden Horizonte vergleichbar. Die niedrigsten Gehalte sind an den Standorten „Grasdorf“ und „Heinde“ gemessen worden (siehe Tab. A.4-5 und A.4-6). Ab den Transekten „Langelsheim“ und „Roter Stein“ steigen die Ca-Gehalte der Fließrichtung folgend an.

6.1.7.2 Magnesium (Mg)

In den A-Horizonten steigen die Gehalte von Langelsheim bis zum Standort Palandsmühle stark an (von 31 mg/kg[TS] auf 190 mg/kg[TS]). Mittlere Mg-Gehalte in Mineralböden liegen zwischen 500 mg/kg[TS] und 5000 mg/kg[TS] (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). KUNTZE ET AL. (1994) geben sogar Werte bis 10000 mg/kg[TS] an. Die gemessenen Mg-Konzentrationen liegen damit unterhalb der allgemeinen Mittelwerte. Nach dem Maximum am Standort „Palandsmühle“ sinken die Werte bis zum Transekt „Heinde“ auf 80 mg/kg[TS] (siehe Abb. 6.26). Bei Hasede wurde im A-Horizont aber wieder ein Wert von 160 mg/kg[TS] gemessen.

In den M-Horizonten variieren die Mg-Gehalte in einem größeren Schwankungsbereich als in den A-Horizonten. Der niedrigste Gehalt wurde am Standort „Heinde“, mit 39 mg/kg[TS], gemessen. Der höchste Gehalt ließ sich in Transekt „Ahrbergen“ feststellen (280 mg/kg[TS]). Auch die Mg-Gehalte in den M-Horizonten liegen damit deutlich unterhalb der generellen Mittelwerte.

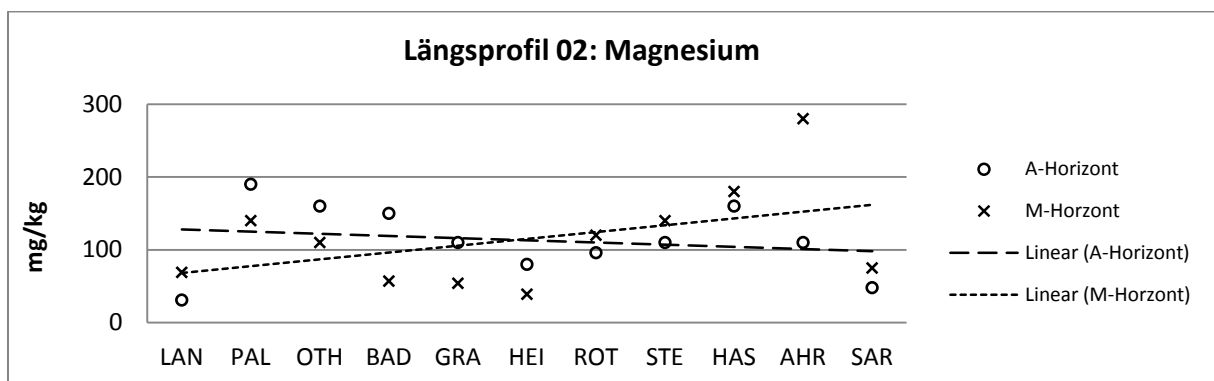


Abb. 6.26: Magnesiumgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

Vergleichbar mit den A-Horizonten ist der Anstieg der Mg-Konzentration vom Harzrand bis zum Standort „Palandsmühle“ (140 mg/kg[TS]). Bis Heinde sinken die Werte, zeigen anschließend aber einen erneuten Anstieg auf 280 mg/kg[TS] bei Ahrbergen. Im Transekt „Sarstedt“ liegt der Mg-Gehalt bei 75 mg/kg[TS].

In den tiefer befindlichen Horizonten wurden die niedrigsten Werte im Bereich zwischen Baddeckenstedt und Heinde gemessen. Die höchsten Mg-Gehalte sind im Abschnitt zwischen Steuerwald und Ahrbergen lokalisiert (siehe Anhang A.4). Sie erreichen hier bis zu 400 mg/kg[TS].

6.1.7.3 Natrium (Na)

Nach KUNTZE ET AL. (1994) liegen mittlere Gehalte von Natrium in Mineralböden im Bereich zwischen 1000 mg/kg[TS] und 10000 mg/kg[TS]. Diese Gehalte werden in den angelegten Bodenprofilen in der Innersteauke allerdings nicht erreicht.

In den A-Horizonten schwanken die Na-Gehalte in einem relativ schmalen Bereich zwischen 25 mg/kg[TS] (STE) und 64 mg/kg[TS] (HAS). Zwischen Langelsheim und dem Naturschutzgebiet „Am Roten Stein“ lassen sich in der Graphik nur geringe Schwankungen ausmachen (siehe Abb. 6.27). Flussabwärts in Richtung Sarstedt nehmen diese dann aber deutlich zu.

In den M-Horizonten lässt sich ein vergleichbares Muster erkennen, wobei der Schwankungsbereich allerdings etwas größer ist. Die Na-Gehalte variieren hier zwischen 21 mg/kg[TS] (GRA) und 85 mg/kg[TS] (HAS). Im Bereich zwischen Langelsheim und Heinde lassen sich, wie auch in den A-Horizonten, wenig Schwankungen in den Na-Gehalten erkennen. Der Fließrichtung folgend nehmen diese Schwankungen zu und auch die Amplitude wird deutlich größer.

In den tieferen Horizonten werden Na-Gehalte bis fast 100 mg/kg[TS] erreicht (AHR). Die Verteilungsmuster sind denen, der darüber liegenden Horizonte dabei ähnlich. Eine Ausnahme bildet der Standort „Hasede“. Im Vergleich zu den benachbarten Transekten sind die Na-Gehalte in den untersten betrachteten Horizonten niedriger (siehe Tab. A.4-9).

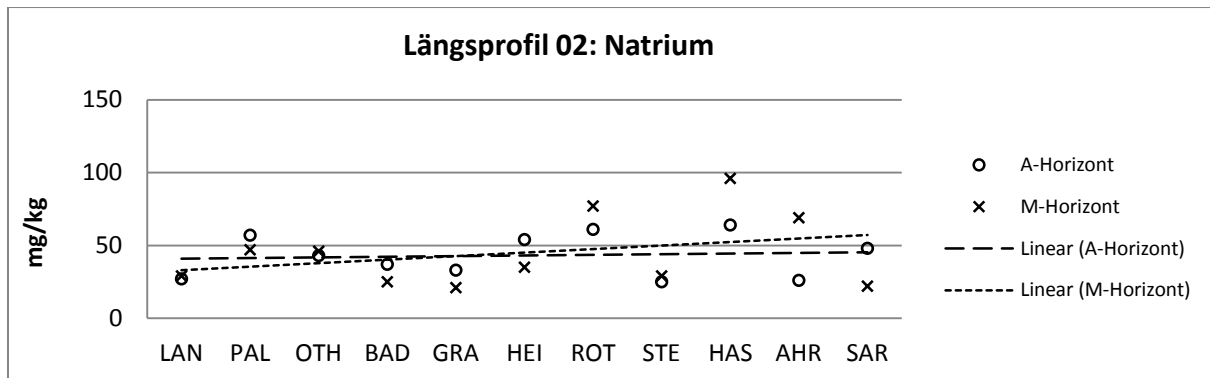


Abb. 6.27: Magnesiumgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

6.1.7.4 Kalium (K)

Wie auch bei den Na-Gehalten festzustellen war, liegen auch die K-Gehalte deutlich unterhalb der allgemeinen Mittelwerte für Mineralböden. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2010) geben hierfür Gehalte zwischen 2000 mg/kg[TS] und 33000 mg/kg[TS] an.

Der niedrigste Gehalt der A-Horizonte im Längsprofil wurde am Standort „Palandsmühle“ gemessen. Hier wurde ein K-Gehalt von 39 mg/kg[TS] ermittelt. Anschließend steigen die Gehalte in den A-Horizonten bis Baddeckenstedt stark an (siehe Abb. 6.28). Im Transekt „Baddeckenstedt“ wurde ein K-Gehalt von 280 mg/kg[TS] festgestellt. Schon im anschließenden Transekt ist der Wert wieder niedriger und liegt bei 100 mg/kg[TS]. In den A-Horizonten lassen sich im weiteren Verlauf des Längsprofils Richtung Mündung deutliche Schwankungen der K-Gehalte zwischen den Transekten erkennen. Vergleichsweise hohe K-Gehalte werden dabei an den Standorten „Steuerwald“ (140 mg/kg[TS]) und „Ahrbergen“ (190 mg/kg[TS]) erreicht.

Das Verteilungsmuster der K-Gehalte in den M-Horizonten ist dem der A-Horizonte erneut ähnlich. Auch hier ist ein starker Anstieg der Werte zwischen den Standorten „Othfresen“ und „Baddeckenstedt“ auszumachen. Bei Othfresen beträgt der K-Gehalt 31 mg/kg[TS], während er im Bereich Baddeckenstedt bei 230 mg/kg[TS] liegt. Bei Grasdorf wird nur noch ein K-Gehalt von 53 mg/kg[TS] erreicht. Nur geringe Schwankungen weisen die K-Gehalte in den M-Horizonten zwischen den einzelnen Transekten im weiteren Verlauf der Flussaue Richtung Sarstedt auf (siehe Abb. 6.28). In diesem Abschnitt wurde der niedrigste Gehalt am Standort „Roter Stein“ gemessen (47 mg/kg[TS]) und der höchste bei Hasede (85 mg/kg[TS]).

Die K-Konzentrationen in den tieferen Horizonten zeigen ein abweichendes Verteilungsmuster (siehe Anhang A.4). Zwischen Langelsheim und Steuerwald schwanken die K-Gehalte nur in einem kleinen Bereich. Die mit Abstand höchsten Gehalte wurden in den Transekten „Hasede“ und „Ahrbergen“ gemessen. An diesen Probeentnahmestellen werden K-Konzentrationen bis zu 290 mg/kg[TS] erreicht. In den unteren Horizonten überragen diese Werte die, der anderen Transekte immens.

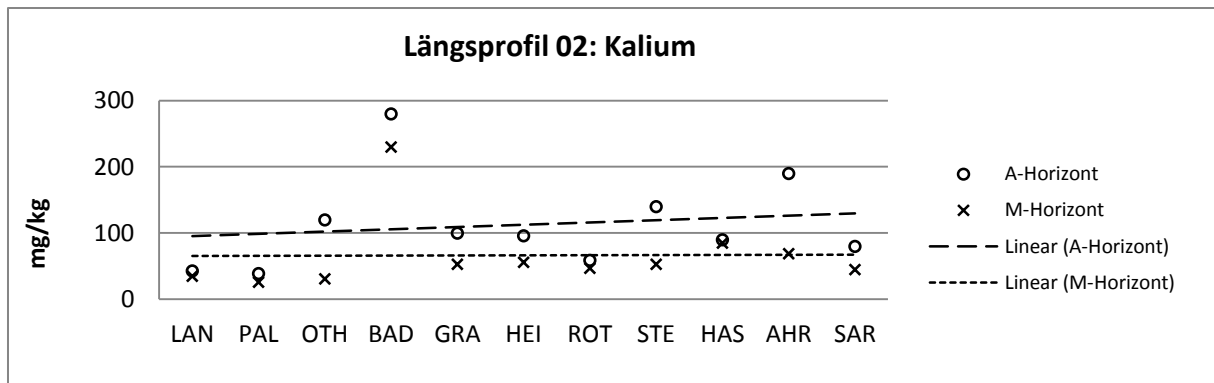


Abb. 6.28: Kaliumgehalte in A- und M-Horizonten im flussnahen Bereich am linken Ufer der Innerste, dargestellt im Längsprofil. Die gestrichelten Linien geben den linearen Trend der Analyseergebnisse wieder.

6.1.7.5 Zusammenfassung: Nährstoffe im Längsprofil

Außer an den Ca-Konzentrationen, die dem Flussverlauf folgend ansteigen, lassen sich keine eindeutigen Trends in den Verteilungen der Nährstoffe im Längsprofil ausmachen. Doch auch die Verteilungen der Ca-Gehalte weisen mitunter starke Schwankungen zwischen einzelnen Transekten auf. Hervorzuheben sind die vergleichsweise hohen Nährstoffgehalte im Bereich Hasede und Ahrbergen. Auch bei Baddeckenstedt wurden, relativ zu den übrigen gemessenen Werten, hohe Ca- und K-Gehalte gemessen. Im Vergleich zu den mittleren Gehalten allgemeiner Mineralböden (nach KUNTZE ET AL. 1994 und SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010) sind die ermittelten Nährstoffgehalte als gering einzustufen.

6.2 Querprofile/Transekte

Die Blickrichtung bei der Betrachtung der Querprofile stimmt mit der Fließrichtung der Innerste überein. Die Querprofile sind mit den Transekten gleichzusetzen, daher werden folgend auch beide Begriffe genutzt. Das Schema (Abb. 6.29) verdeutlicht die Betrachtungsweise noch einmal. Bei der Darstellung der Ergebnisse werden alle Transekte einzeln für sich behandelt. Wie auch bei den Längsprofilen soll auch hier das Hauptaugenmerk auf den beiden obersten Horizonten, den A-Horizonten und den M-Horizonten, liegen. Zu begründen ist dies mit den unterschiedlichen Horizonten, besonders in den tieferen Bereichen der Bodenprofile. Damit ist die Vergleichbarkeit nicht mehr gewährleistet (siehe hierzu auch Kapitel 6). Einen Überblick über die Messergebnisse wird aber zu den jeweiligen Transekten gegeben. Da in diesem Abschnitt anhand einiger Beispiele die Tiefenverteilungen der Elementkonzentrationen thematisiert werden, dienen die Abbildungen zu den Tiefengradienten im Anhang zur Unterstützung (Anhang A.5).

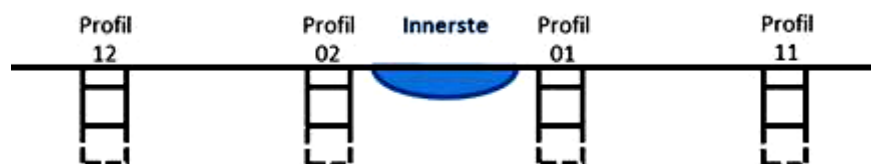


Abb. 6.29: Schematische Darstellung zur Lage und Bezeichnung der Bodenprofile in den Transekten (Querprofilen).

Wie schon bei der Betrachtung der Ergebnisse in den Längsprofilen erwähnt, sind die Nährstoffgehalte nur in ausgewählten Bodenprofilen bestimmt worden. In mindestens einem Bodenprofil pro Transekt ist dies geschehen. Zudem wurden auch an den Standorten „Palandsmühle“, „Baddeckenstedt“,

„Heinde“ und „Ahrbergen“ die Nährstoffgehalte in den Bodenprofilen entlang der Querprofile komplett gemessen. Unterschiedliche Landnutzungen werden durch diese ausgewählten Transekte erfasst. Alle Messergebnisse können in Anhang A.3 und A.4 nachgelesen werden.

6.2.1 Transekt „Langelsheim“ (LAN)

Da die Flussaue in diesem Abschnitt noch sehr schmal ist wurden nur zwei Bodenprofile, in direkter Nähe zum Fluss, angelegt. Das Anlegen einer Profilgrube war mit den gegebenen Mitteln aufgrund des Untergrundes stark erschwert, weshalb die Profile direkt an den Uferböschungen angelegt wurden.

Bei der Betrachtung der pH-Werte fällt der große Unterschied zwischen den A- und den M-Horizonten auf. Innerhalb des Transekts sind die Unterschiede der Werte horizontbezogen gering (siehe Tab. A.3-1). In den A-Horizonten liegen die pH-Werte bei 6,59 und 6,33, in den M-Horizonten bei 7,47 und 7,38. Während die Werte im Oberboden in den sehr schwach sauren Bereich einzuordnen sind, können die pH-Werte der M-Horizonte in den sehr schwach alkalischen Bereich eingeordnet werden (SPONAGEL ET AL. 2005).

Die Messergebnisse der elektrischen Leitfähigkeit weisen Werte zwischen 18 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 26 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Damit ist die Konzentration gelöster Ionen als äußerst gering einzuschätzen (HARM 2007). Die Unterschiede zwischen den beiden Bodenprofilen sind erneut sehr gering (siehe Tab. A.3-1). In den tieferen Horizonten liegen die Werte in einem vergleichbaren Bereich, obwohl die Maximalwerte etwas höher als in den darüber befindlichen Horizonten liegen (bis 34,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Erwartungsgemäß wurden die höchsten Gehalte an organischer Substanz in den A-Horizonten der Bodenprofile gemessen. Die Messungen ergaben für die linke Uferseite 3,17 % und für die rechte Uferseite 4,38 %. Die Oberböden gelten damit als mittel bis stark humos (FIEDLER 2001). Demgegenüber sind die M-Horizonte als schwach bis mittel humos einzustufen (FIEDLER 2001). Die Gehalte liegen hier bei 2,16 % und 1,58 %. In den untersten Horizonten sind die Humusgehalte denen der M-Horizonte sehr ähnlich (siehe Tab. A.3-1).

Die beiden oberen Horizonte der Bodenprofile im Transekt sind als sehr carbonatarm zu bezeichnen (SPONAGEL ET AL. 2005). Der Maximalwert wird im M-Horizont des Bodenprofils an der rechten Uferseite mit 0,23 % erreicht (siehe Tab. A.3-1). Auch in den tieferen Horizonten steigen die Werte nicht deutlich höher. Der höchste Gehalt wurde auf der linken Uferseite gemessen (0,69 %).

Als allgemeine Information zur Betrachtung der Schwermetallgehalte in diesem Transekt sei festgestellt, dass die Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gehalte weit über den Vorsorgewerte nach der BBodSchV (1999) liegen (siehe Abb. 6.30). Die Cr- und Ni-Konzentrationen überschreiten die Vorsorgewerte nicht. Die erfassten Cr-Gehalte liegen noch unterhalb der ausgegebenen Hintergrundwerte von 30 mg/kg[TS] (LABO 1998). Die Höchstwerte, gemessen in den A- bzw. M-Horizonten, für Kupfer, Zink, Blei und Cadmium sind: Cu: 820 mg/kg[TS], Zn: 7900 mg/kg[TS], Pb: 14000 mg/kg[TS] und Cd: 31 mg/kg[TS].

Für die A-Horizonte sind die Verteilungsmuster der Schwermetalle sehr ähnlich. In dem Bodenprofil der rechten Uferseite sind die Gehalte immer ein wenig höher als auf der linken Uferseite. Für die Elemente Kupfer, Zink, Blei und Cadmium sind die Verteilungsmuster in den M-Horizonten ebenfalls sehr ähnlich. Auch in diesem Horizont wurden jeweils höhere Werte auf der rechten Uferseite gemessen. Beispielsweise für Kupfer am rechten Ufer 780 mg/kg[TS] und am linken Ufer 550 mg/kg[TS]. Für die Cr- und Ni-Gehalte lässt sich allerdings ein umgekehrter Trend erkennen. Für diese beiden Elemente wurden höhere Gehalte auf der linken Seite der Innerste ermittelt. Auch hier sind die Differenzen zwischen den beiden Bodenprofilen aber auch gering (siehe Abb. 6.30).

In den tiefer liegenden Horizonten variieren die Verteilungsmuster für alle gemessenen Schwermetalle mehr. Die Unterschiede zwischen den Bodenprofilen auf der linken und auf der rechten Uferseite bleiben aber verhältnismäßig gering (siehe Tab. A.4-1).

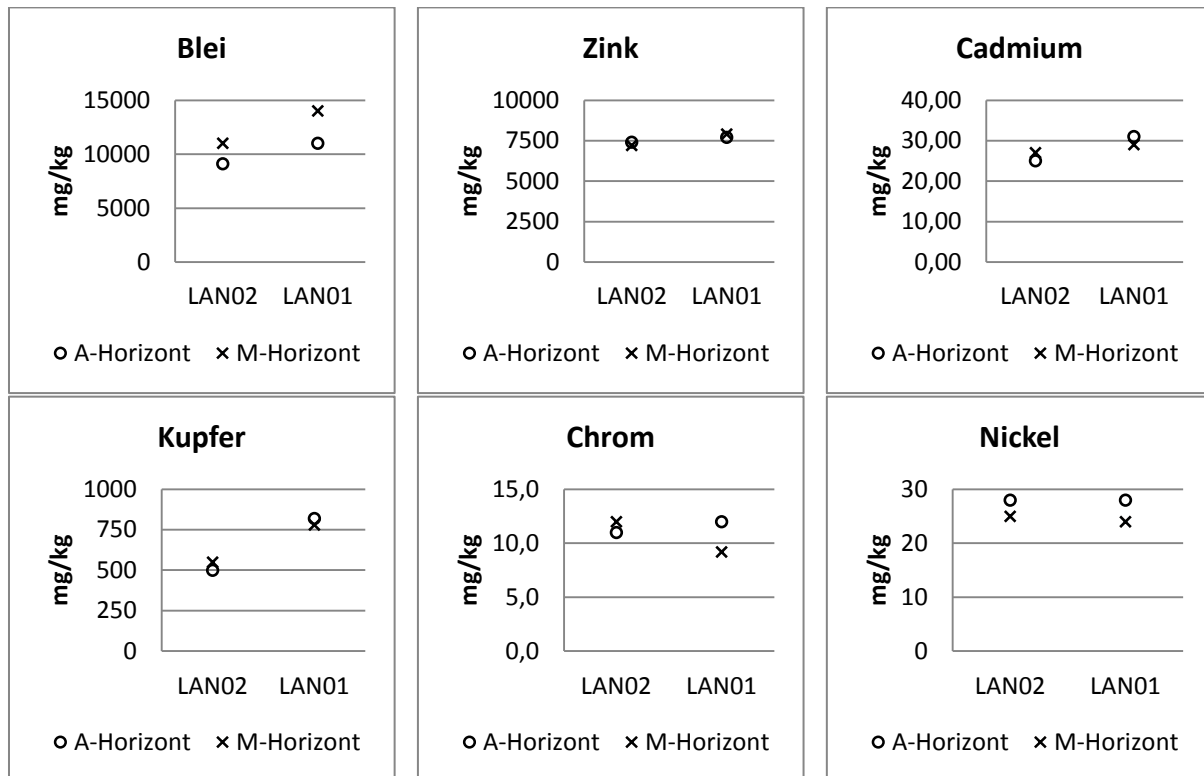


Abb. 6.30: Schwermetallkonzentrationen in den A- und M-Horizonten des Transektes LAN

6.2.2 Transekt „Palandsmühle“ (PAL)

Das Transekt „Palandsmühle“ weist vier Bodenprofile auf. Jeweils zwei auf einer Uferseite. Davon ist eines in Ufernähe angelegt und eines in der Mitte des Auenbereiches.

In den A- und oberen M-Horizonten sind die pH-Werte sehr ähnlich. Die höchsten Werte wurden in den Bodenprofilen in größerer Distanz zum Fluss gemessen (im M-Horizont auf der rechten Uferseite bis zu 7,83). Insgesamt reicht der Wertebereich von 6,98 (PAL01) bis 7,83 (PAL11). Die Bodenreaktion kann in diesem Transekt also als neutral bis schwach alkalisch bezeichnet werden (SPONAGEL ET AL. 2005). In allen Bodenprofilen dieses Transekts, außer am Standort PAL01, wurden in den tieferen Bereichen vergleichbare pH-Werte zu den oberen Horizonten gemessen. Im Bodenprofil PAL01 lassen sich größere Abweichungen, in Form von tieferen Werten, erkennen. In den tiefsten Bereichen wurde ein pH-Wert von 5,49 ermittelt (siehe Tab. A.3-2).

Die elektrische Leitfähigkeit in allen Bodenprofilen dieses Transekts ist als sehr gering einzustufen (HARM 2007). In den A-Horizonten wird maximal ein Wert von 112,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ erreicht (PAL02). Der Höchstwert in den M-Horizonten wurde am Standort PAL01 gemessen. Hier beträgt der Wert 84,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (siehe Tab. A.3-2). Die Anteile gelöster Salze im Boden sind demnach als gering einzuschätzen. Auffällig sind allerdings die deutlich höheren Werte in den grundwasserbeeinflussten Horizonten des Bodenprofils PAL01. Im Bereich des größten Grundwassereinflusses wird eine elektrische Leitfähigkeit von 950 $\mu\text{S}/\text{cm}$ erreicht.

Im Bezug auf die organische Substanz ist die Verteilung der Gehalte wie üblich und erwartet. In den A-Horizonten liegen die Werte höher als in den M-Horizonten. Allerdings bildet das Bodenprofil PAL01 auch hier wieder eine Ausnahme. Die in diesem Bodenprofil gemessenen Werte zeigen eine umgekehrte Verteilung. Im M-Horizont wurde ein Gehalt von 8,41 % und im A-Horizont von 1,60 % gemessen. Die A-Horizonte der übrigen Bodenprofile in diesem Transekt weisen demgegenüber Gehalte auf, die als stark bis sehr stark humos eingeordnet werden können (FIEDLER 2001). Auch die M-Horizonte sind demnach mindestens in den mittel humosen Bereich einzuordnen. Mit der Ausnahme

des Bodenprofils PAL01 ist generell festzustellen, dass in Ufernähe höhere Gehalte an organischer Substanz in den Böden vorzufinden sind. Mit zunehmender Tiefe sinken die Gehalte, wobei im Gw-Horizont des Bodenprofils PAL01 noch stark humose Gehalte auftreten (siehe Tab. A.3-2).

Für die Kalkgehalte lässt sich in allen Horizonten das gleiche Verteilungsmuster erkennen. Die flussnahen Standorte weisen vergleichsweise geringere Gehalte auf als die flussfernen Standorte. Innerhalb der oberen beiden Horizonte werden die höchsten CaCO_3 -Gehalte in den M-Horizonten der Bodenprofile PAL12 (6,19 %) und PAL11 (6,77 %) erreicht (siehe Tab. A.3-2). In den tieferen Horizonten sind die Kalkgehalte geringer. Eine Ausnahme bildet ein Horizont am Standort PAL12, in dem schon bei der Anfertigung des Bodenprofils eine starke Konzentration kalkhaltigen Gesteines auffiel. Hier wurde ein Kalkgehalt von 33,59 % ermittelt. Dieser Wert bildet allerdings die absolute Ausnahme.

In diesem Transekt lassen sich zwei Verteilungsmuster der Schwermetallgehalte erkennen. Zum einen sind sich die Verteilungen von Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gehalten sehr ähnlich. Die niedrigsten Gehalte in A- und oberen M-Horizonten wurden im Bodenprofil PAL12 gemessen und die Höchstwerte im Bodenprofil PAL11. Die gemessenen Cu-Gehalte sind zum Beispiel für das Bodenprofil PAL12: im A-Horizont 96 mg/kg[TS], im M-Horizont 84 mg/kg[TS]. Am Standort PAL11 wurden dagegen folgende Cu-Gehalte ermittelt: im A-Horizont 540 mg/kg[TS], im M-Horizont 720 mg/kg[TS]. Für Informationen zu weiteren Werten siehe Tab. A.4-2 im Anhang oder Abbildung 6.31.

Zum anderen fallen Ähnlichkeiten bei der Verteilung der Cr- und Ni-Gehalte auf. Die höchsten Werte sind hier im A-Horizont am Standort PAL02 lokalisiert und vergleichsweise niedrige Gehalte am Standort PAL01. Die niedrigsten Gehalte wurden im M-Horizont am Standort PAL11 gemessen (siehe Abb. 6.31). Die Cr-Gehalte schwanken in den A-Horizonten zwischen 17 mg/kg[TS] (PAL11) und 31 mg/kg[TS] (PAL02) und in den M-Horizonten zwischen 9,6 mg/kg[TS] (PAL11) und 31 mg/kg[TS] (PAL12). Die Ni-Gehalte variieren in den A-Horizonten zwischen 26 mg/kg[TS] (PAL12) und 41 mg/kg[TS] (PAL02) und in den M-Horizonten zwischen 24 mg/kg[TS] (PAL11) und 36 mg/kg[TS] (PAL01). Diese Gehalte bewegen sich damit im Bereich der Hintergrundkonzentrationen (LABO 1998). Die gemessenen Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gehalte hingegen liegen deutlich über den ausgegebenen Vorsorgewerten (BBODSCHV 1999).

Die tieferen Horizonte weisen für Kupfer, Zink, Blei und Cadmium vergleichbare Wertebereiche und Verteilungen auf. Für Nickel sind die Verteilungsmuster in den untersten Horizonten denen der oberen M-Horizonte sehr ähnlich. Die Verteilungen der Cr-Konzentrationen weisen gerade im Bodenprofil PAL01 größere Differenzen auf (siehe Tab. A.4-2).

Die Verteilungsmuster der analysierten Nährstoffe lassen nur wenige Gemeinsamkeiten erkennen. Die Verteilungen der Ca- und der K-Gehalte sind sich in den A- und oberen M-Horizonten noch am ähnlichsten. In den darunter liegenden Horizonten variieren die Gehalte größtenteils sehr stark. Zu den gemessenen Nährstoffgehalten im Transekt „Palandsmühle“ bietet die Abbildung 6.31 weitere Informationen.

Der höchste Ca-Gehalt wurde bei PAL12, bis 2800 mg/kg[TS] im M-Horizont, und die niedrigsten Gehalte im A-Horizont am Standort PAL01 (710 mg/kg[TS]) sowie im M-Horizont am Standort PAL11 (780 mg/kg[TS]) gemessen.

Die Mg-Gehalte liegen in den A-Horizonten zwischen 49 mg/kg[TS] und 60 mg/kg[TS]. Nur im Bodenprofil PAL02 erreicht der Mg-Gehalt 190 mg/kg[TS]. In den M-Horizonten sind die höchsten Gehalte in der Nähe des Flusses lokalisiert. Sie erreichen 140 mg/kg[TS] an den Standorten PAL01 und PAL02. In den flussferneren Bodenprofilen sinken die Gehalte unter 40 mg/kg[TS].

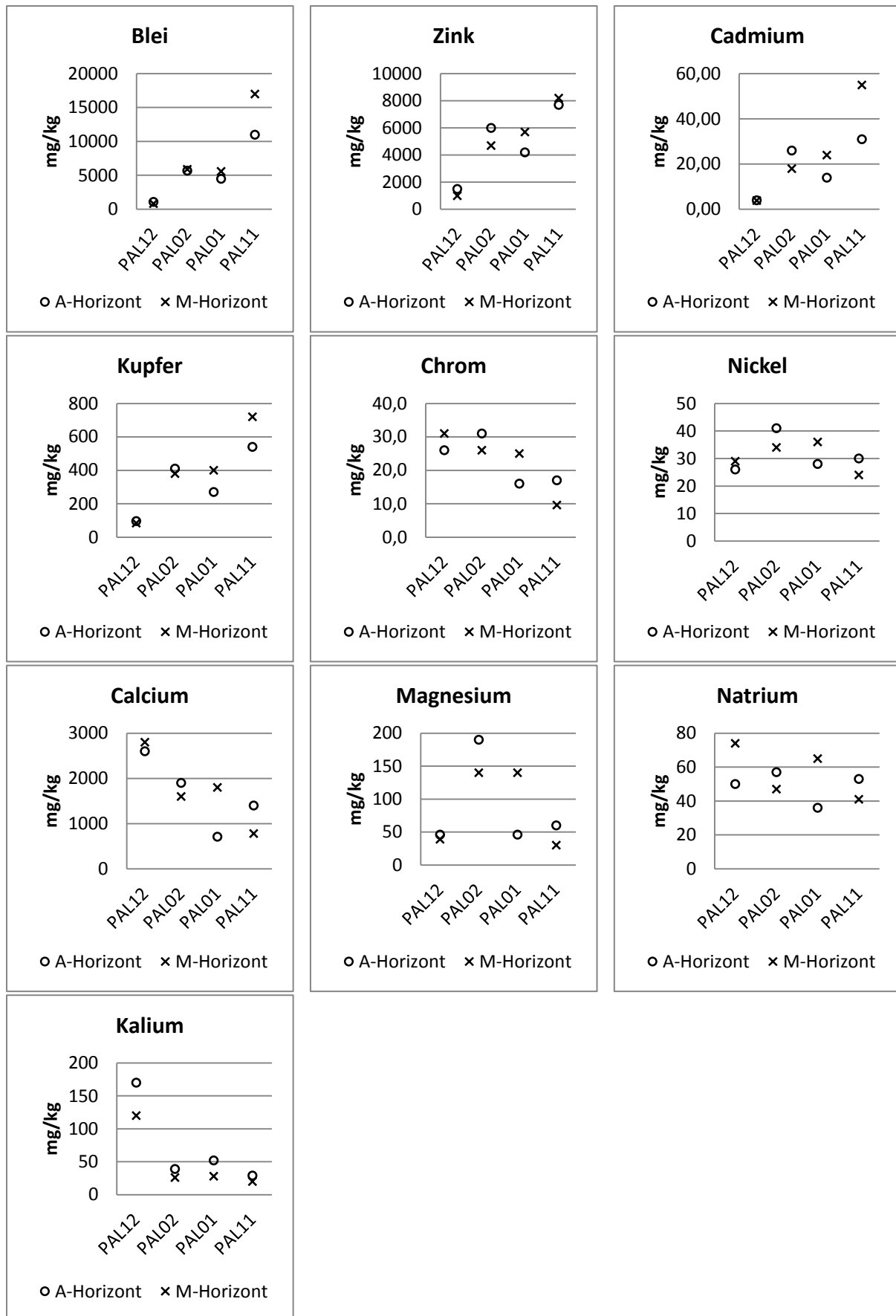


Abb. 6.31: Schwermetall- und Nährstoffkonzentrationen in den A- und M-Horizonten des Transektes PAL.

In den beiden oberen Horizonten liegen die Na-Gehalte zwischen 36 mg/kg[TS] und 74 mg/kg[TS]. Die Verteilungsmuster der Na-Gehalte in den A- und den M-Horizonten sind sehr unterschiedlich.

Die Verteilungsmuster der K-Gehalte dagegen sind sich in allen Horizonten ähnlich. Die höchsten Konzentrationen werden am Standort PAL12 erreicht. Im A-Horizont sind dies 170 mg/kg[TS]. Zwischen den Standorten PAL02 und PAL11 sind die Gehalte auf einem vergleichbaren Niveau. Der niedrigste K-Gehalt wurde im M-Horizont im Bodenprofil PAL11 mit 41 mg/kg[TS] gemessen (siehe Tab. A.4-2).

Nach KUNTZE ET AL. (1994) und SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2010) liegen die gemessenen Nährstoffkonzentrationen im Vergleich zu allgemeinen Durchschnittswerten von Mineralböden größtenteils unterhalb dieser Werte. Nur die Ca-Konzentrationen erreichen stellenweise die angegebenen Durchschnittswerte.

6.2.3 Transekt „Othfresen“ (OTH)

In diesem Transekt wurden drei Bodenprofile angelegt. Jeweils eines auf beiden Seiten der Innerste in geringer Entfernung zum Fluss und eines auf der rechten Flussseite in größerer Entfernung zum Fluss. Die örtlichen Gegebenheiten lassen im flussfernen Bodenprofil (OTH11) keinen auendynamisch beeinflussten Horizont erkennen. Ein M-Horizont liegt in diesem Profil also nicht vor. Unterhalb des Ah-Horizontes folgt ein B-Horizont. Sollten im Folgenden allgemein die „M-Horizonte“ behandelt werden, wird der B-Horizont des Standortes OTH11 mit eingeschlossen. Auf Grund der geringen Ausdehnung des Überflutungsbereiches auf der linken Uferseite wurde auf die Anlage eines Bodenprofils verzichtet.

Die pH-Werte in den A-Horizonten der Bodenprofile des Transekts sind am Standort OTH11 am höchsten (7,95) und liegen somit im schwach alkalischen Bereich (SPONAGEL ET AL. 2005). Das gilt auch für die M-Horizonte (siehe Tab. A.3-3). Der höchste pH-Wert wird hier ebenfalls am Standort OTH11 (7,99 – im B-Horizont) erreicht. Die Verteilungsmuster unterscheiden sich allerdings. Im Bodenprofil OTH01 sind diese Unterschiede am deutlichsten zu erkennen. Der pH-Wert im A-Horizont beträgt hier 6,89 und im M-Horizont 7,83. In den tieferen Horizonten liegen die pH-Werte im vergleichbaren Niveau, also im neutralen bis schwach alkalischen Bereich (SPONAGEL ET AL. 2005). Der höchste Wert wird im Bodenprofil OTH01 erreicht (8,10).

Die Verteilungsmuster der elektrischen Leitfähigkeitswerte der A- und M-Horizonte unterscheiden sich ebenfalls deutlich (siehe Tab. A.3-3). Der höchste Wert in den A-Horizonten wurde mit 132,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Bodenprofil OTH02 gemessen. Im selben Bodenprofil wurde der höchste Wert der M-Horizonte mit 57,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ermittelt. Die Spannweite ist in den M-Horizonten aber kleiner als in den A-Horizonten. Der niedrigste Wert ist am Standort OTH01 lokalisiert (38,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Der niedrigste Wert in den A-Horizonten wurde in den Proben des Bodenprofils OTH11 gemessen (67,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Auch in den tieferen Horizonten liegen die Werte im niedrigen Bereich. Es werden maximal 91,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (OTH02) erreicht.

Erneut wurden die höchsten Gehalte organischer Substanz in den A-Horizonten bestimmt. Am Standort OTH01 wurden 10,89 % und am Standort OTH11 3,30 % gemessen. Auch in den M-Horizonten sind die niedrigsten Gehalte im Bodenprofil OTH11 (1,66 % - im B-Horizont) festgestellt worden. In den tieferen Horizonten ist die Verteilung der Gehalte organischer Substanz den M-Horizonten ähnlich. Die Werte reichen bis 8,46 % im Bodenprofil OTH02 (siehe Tab. A.3-3). Gehalte organischer Substanz über 8 % können als sehr stark humos eingestuft werden (FIEDLER 2001).

Mit Abstand die höchsten Kalkgehalte in diesem Transekt wurden im Bodenprofil OTH11 festgestellt. Im A-Horizont wurde ein Anteil von 17,32 % und im B-Horizont von 12,19 % gemessen. Diese Horizonte sind damit als carbonatreich zu bezeichnen (SPONAGEL ET AL. 2005). In den tieferen Horizonten steigen die Werte sogar noch bis auf 67,86 % (OTH11) an, welche somit als extrem carbonatreich

einzuordnen sind. In den anderen Bodenprofilen schwanken die Kalkgehalte von sehr carbonatarm bis schwach carbonathaltig (SPONAGEL ET AL. 2005). Siehe hierzu auch Tab. A.3-3.

Es ergeben sich bei der Betrachtung der Messergebnisse zu den Schwermetallen erneut zwei, sich ähnelnde, Verteilungsmuster für bestimmte Elementgruppen. Die eine Gruppe bilden Chrom und Nickel, die andere Gruppe wird von Kupfer, Zink, Blei und Cadmium gebildet. Die Cr-Gehalte in den A-Horizonten sind sehr homogen verteilt und schwanken zwischen 26 mg/kg[TS] und 27 mg/kg[TS]. In den M-Horizonten wurde der höchste Wert am Standort OTH02 festgestellt (36 mg/kg[TS]). Die Werte der beiden anderen Bodenprofile liegen mit 16 mg/kg[TS] (OTH01) und 21 mg/kg[TS] (OTH11 - im B-Horizont) deutlich niedriger (siehe Abb. 6.32).

In größerer Tiefe werden am Standort OTH02 sogar Cr-Gehalte bis 55 mg/kg[TS] gemessen. Diese liegen aber trotzdem noch unterhalb des Vorsorgewertes nach BBODSCHV (1999).

Die Ni-Gehalte weisen eine ähnliche Verteilung wie die Cr-Gehalte in den M-Horizonten auf. Die höchsten Gehalte wurden im Bodenprofil OTH02 in den A-Horizonten mit 37 mg/kg[TS] und in den M-Horizonten mit 39 mg/kg[TS] ermittelt. Im weiteren Verlauf des Querprofils sinken die Werte. Sie liegen auch in diesem Transekt unterhalb des Vorsorgewertes. Die Vorsorgewerte nach der BBODSCHV (1999) werden für die Elemente Kupfer, Zink, Blei und Cadmium größtenteils deutlich überschritten. Im A- und im B-Horizont des Bodenprofils OTH11 liegen die Cu- und Cd-Gehalte noch unterhalb der vorgegebenen Vorsorgewerte. Auch die Pb- und Cd-Gehalte übersteigen an diesem Standort die Vorsorgewerte nicht so dramatisch wie die Gehalte in den übrigen Bodenprofilen dieses Transekts. Für alle vier Elemente liegen die Gehalte am Standort OTH11 also mit Abstand am niedrigsten (siehe Abb. 6.32).

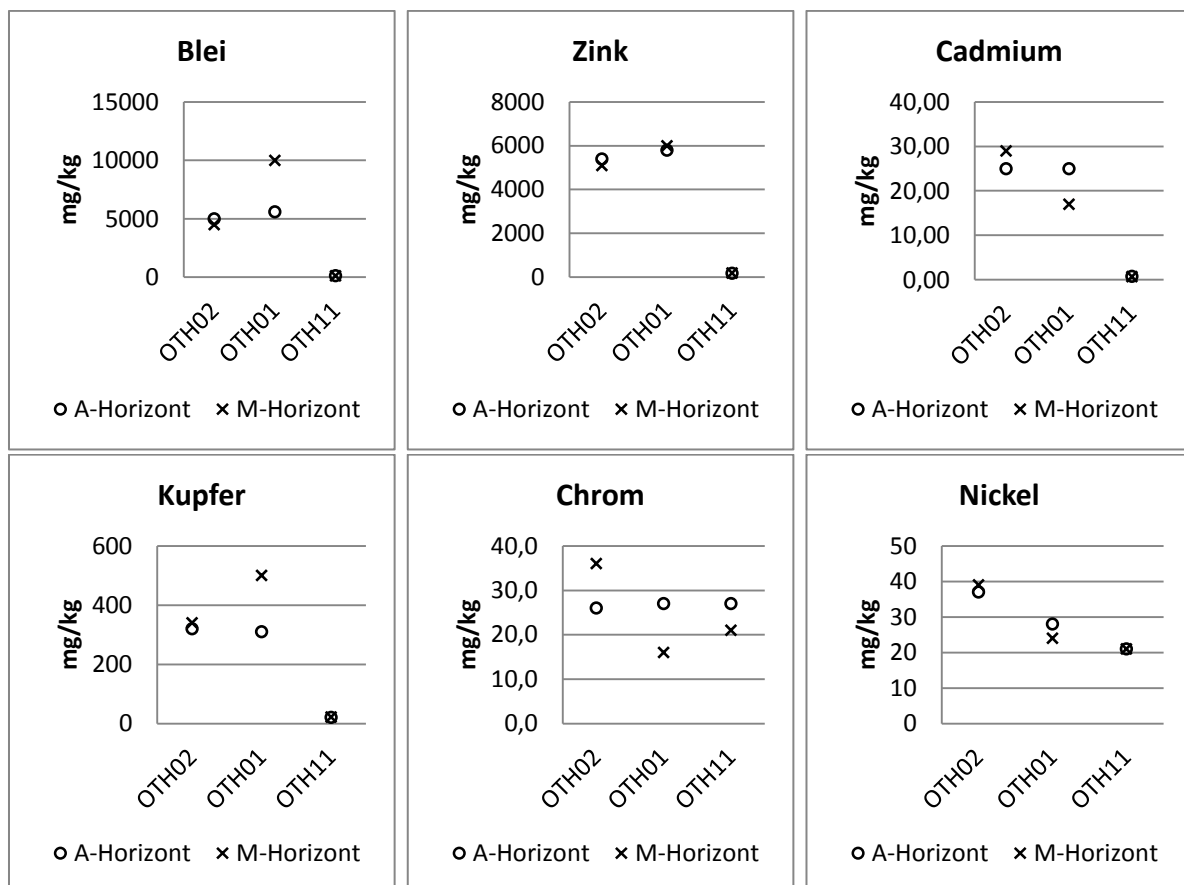


Abb. 6.32: Schwermetallkonzentrationen in den A- und M-Horizonten des Transektes OTH

In den A-Horizonten der Standorte OTH02 und OTH01 variieren die jeweiligen Schwermetallgehalte kaum. In den M-Horizonten sind die Werte für Kupfer, Zink und Blei am Standort OTH01 am höch-

ten. Die Cu-Gehalte betragen 500 mg/kg[TS], die Zn-Gehalte 6000 mg/kg[TS] und die Pb-Gehalte 10000 mg/kg[TS]. In den tiefer befindlichen Horizonten werden in diesen Bodenprofilen häufig noch höhere Werte erreicht (siehe Tab. A.4-3).

6.2.4 Transekt „Baddeckenstedt“ (BAD)

Im Transekt „Baddeckenstedt“ wurden ebenfalls nur drei Bodenprofile angelegt. Nutzungsbedingt konnte auf der rechten Uferseite kein Bodenprofil in angemessener Entfernung zum Fluss angelegt werden. Damit besteht auf dieser Flussseite nur ein Bodenprofil in kurzer Distanz zum Ufer.

Nach SPONAGEL ET AL. (2005) sind die gemessenen pH-Werte in den sehr schwach alkalischen Bereich einzustufen. Dies gilt für alle Horizonte der Bodenprofile. Der Schwankungsbereich in dem die Werte liegen ist also dementsprechend eng (siehe Tab. A.3-4). Auf der linken Seite der Flussaue sind die pH-Werte in den A-Horizonten niedriger als in den M-Horizonten. Zum Beispiel wurde am Standort BAD12 im A-Horizont ein pH-Wert von 7,52 und im M-Horizont ein pH-Wert von 7,74 gemessen. Im Mittel nehmen die Werte mit zunehmender Tiefe sehr leicht zu.

Erneut sind die Werte der elektrischen Leitfähigkeit als sehr gering einzustufen (HARM 2007). Wie auch im Transekt „Othfresen“ weichen die Verteilungsmuster in den A- und den M-Horizonten deutlich voneinander ab (siehe Tab. A.3-4). In den A-Horizonten wurde der höchste Wert im Bodenprofil BAD02 gemessen. Hier ergab die Analyse 104,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Aber auch am Standort BAD01 wurde mit 94,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ein vergleichbar hoher Wert gemessen. Wie erwähnt, weichen die Werte in den M-Horizonten davon ab. Während auf der linken Uferseite in den M-Horizonten die gemessenen Werte 46,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nicht übersteigen, wurde im Bodenprofil BAD01 ein Wert von 151,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ermittelt. Eine vergleichbare Verteilung ist auch für die tieferen Horizonte zu erkennen.

Auch wenn auf der linken Seite der Flussaue die Gehalte organischer Substanz in den A- und M-Horizonten stärker differieren, sind die Verteilungsmuster ähnlich (siehe Tab. A.3-4). In allen Bodenprofilen wurden die höchsten Gehalte in den A-Horizonten gemessen. Im Bodenprofil BAD02 ist ein Humusgehalt von 12,77 % vorhanden. Dies ist damit auch der höchste gemessene Wert in diesem Transekt. Im M-Horizont des gleichen Bodenprofils wurde ein Anteil von 7,13 % ermittelt, welcher den Maximalwert in diesem Horizont darstellt. In den tieferen Horizonten übersteigen die Gehalte organischer Substanz den mittel humosen Bereich nicht mehr (FIEDLER 2001).

Die CaCO_3 -Gehalte liegen in den M-Horizonten generell etwas höher als in den darüber befindlichen A-Horizonten (siehe Tab. A.3-4). Im Bodenprofil BAD12 wurde für die oberen beiden Horizonte der höchste Gehalt von 6,08 % gemessen (M-Horizont). Der obere Abschnitt der Bodenprofile dieses Transekts kann als schwach bis mittel carbonathaltig eingestuft werden (SPONAGEL ET AL. 2005). Die höchsten Kalkgehalte wurden in allen Bodenprofilen in den Proben der tiefsten Horizonte ermittelt. Sie reichen bis zu 8,55 % im Bodenprofil BAD01.

Wie auch in den oben beschriebenen Transekten, können auch in diesem Transekt die Schwermetalle nach ihren Verteilungsmustern in zwei Gruppen eingeteilt werden. Erneut bilden die Elemente Chrom und Nickel die eine und Kupfer, Zink, Blei und Cadmium die andere Gruppe (siehe Abb. 6.33). Die Cr- und Ni-Gehalte in den A-Horizonten der Bodenprofile unterscheiden sich nur gering voneinander. Die Cr-Gehalte liegen zwischen 18 mg/kg[TS] und 22 mg/kg[TS]. Die Vorsorgewerte (BBODSCHV 1999) für die beiden Elemente werden nicht erreicht. In den M-Horizonten wurden die höchsten Werte jeweils im Bodenprofil BAD02 ermittelt. Der Cr-Gehalt beträgt an diesem Standort 25 mg/kg[TS] und der Ni-Gehalt 31 mg/kg[TS].

Die höchsten Gehalte von Kupfer, Zink, Blei und Cadmium werden jeweils im Bodenprofil BAD12 erreicht. Dies gilt für die A- und die M-Horizonte. Im A-Horizont des Standortes BAD12 wurden beispielsweise ein Zn-Gehalt von 8900 mg/kg[TS] und ein Cd-Gehalt von 41 mg/kg[TS] gemessen. Die Gehalte der anderen beiden Bodenprofile liegen etwas niedriger und auf einem vergleichbaren Wertenniveau. Alle gemessenen Gehalte von Kupfer, Zink, Blei und Cadmium überschreiten die Vorsorge-

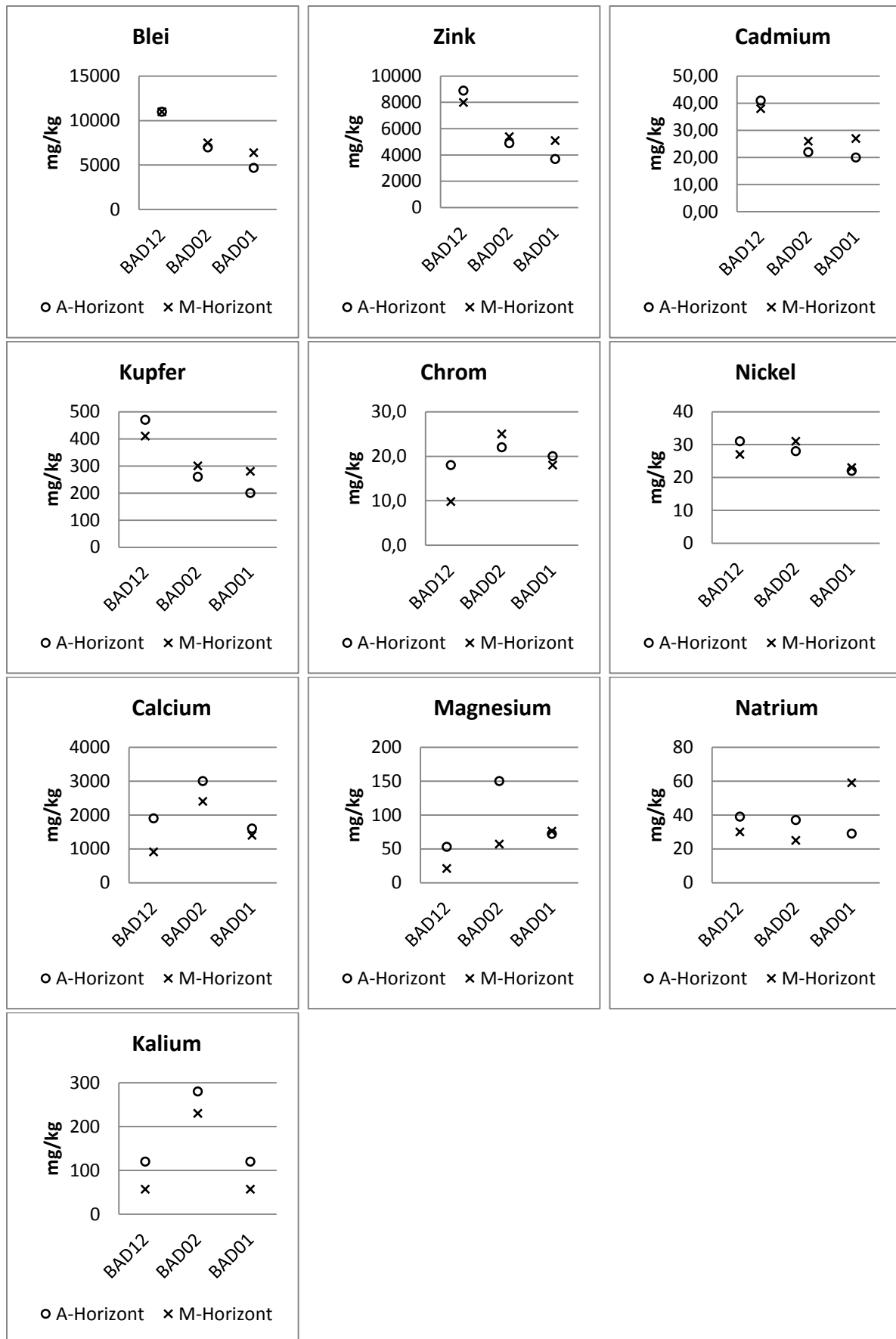


Abb. 6.33: Schwermetall- und Nährstoffkonzentrationen in den A- und M-Horizonten des Transektes BAD

werte dramatisch (siehe Abb. 6.29). In den tieferen Bereichen der Bodenprofile wurden in den meisten Fällen vergleichsweise geringe Gehalte gemessen. Diese liegen aber trotzdem noch deutlich über den Vorsorgewerten (BBodSchV 1998). Nur für die Elemente Kupfer und Blei wurden in den Bodenprofilen BAD12 und BAD01 die deutlich höchsten Gehalte im gesamten Transekt festgestellt. Die Messung des Cu-Gehaltes im Gr-Horizont des Bodenprofils BAD01 (siehe Abb. A.2-10) ergab 670 mg/kg[TS] und des Pb-Gehaltes im aSd-Horizont des Bodenprofils BAD12 (siehe Abb. A.2-12) 17000 mg/kg[TS].

Für die gemessenen Nährstoffelemente Calcium, Magnesium und Kalium sind die Verteilungsmuster in den A-Horizonten sehr ähnlich. Für die M-Horizonte trifft dies nur auf die Ca- und K-Gehalte zu. In den beiden oberen Bodenhorizonten variieren die Gehalte von Natrium nur in einem sehr schmalen Bereich. Die Graphischen Darstellungen der Nährstoffgehalte sind in Abbildung 6.33 wiedergegeben.

Innerhalb des Transekts wurden in den A-Horizonten Ca-Gehalte zwischen 1600 mg/kg[TS] und 3000 mg/kg[TS] gemessen. Die Gehalte liegen nach KUNTZE ET AL. (1994) damit im unteren Durchschnitt für Mineralböden allgemein. In den M-Horizonten liegen die Gehalte etwas tiefer. Der Höchstwert wurde hier am Standort BAD02 mit 2400 mg/kg[TS] ermittelt.

Die Mg-Gehalte liegen deutlich unter dem Durchschnitt (KUNTZE ET AL. 1994; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Maximal 150 mg/kg[TS] werden im A-Horizont am Standort BAD02 erreicht. Die höchsten Gehalte in den M-Horizonten wurden im Bodenprofil BAD01 gemessen (76 mg/kg[TS]). Minimum und Maximum der Na-Gehalte liegen in diesem Transekt nicht weit auseinander. Die größte Spannweite wird in den M-Horizonten erreicht. Hier liegen die Gehalte zwischen 30 mg/kg[TS] und 59 mg/kg[TS]. In den tieferen Horizonten liegen die Na-Gehalte im Bodenprofil BAD01 stellenweise etwas höher.

In den A- und M-Horizonten können die höchsten K-Gehalte im Bodenprofil BAD02 festgestellt werden. Im A-Horizont wurde an diesem Standort ein Gehalt von 280 mg/kg[TS] und im M-Horizont ein Gehalt von 230 mg/kg[TS] gemessen. Die Bodenprofile BAD12 und BAD01 weisen in den A-Horizonten einen Gehalt von 120 mg/kg[TS] und in den M-Horizonten einen Gehalt von 57 mg/kg[TS] auf.

In den tieferen Horizonten sind die Nährstoffgehalte in den meisten Fällen geringer. Eine besondere Ausnahme stellen, wie erwähnt, die Na-Gehalte dar.

6.2.5 Transekt „Grasdorf“ (GRA)

Auf Grund von Hochwasserschutzmaßnahmen ist der Überflutungsbereich auf der linken Uferseite verhältnismäßig schmal. Daher wurden auch innerhalb dieses Transekts nur drei Bodenprofile angelegt. Eines auf der linken Uferseite und zwei auf der rechten Seite der Innerste. Anzumerken ist zu diesem Transekt, dass alle Bodenprofile in fünf Horizonten beprobt wurden.

Die pH-Werte variieren in den beiden oberen Horizonten der Bodenprofile nur schwach. In den A-Horizonten zwischen 7,20 und 7,74 und in den M-Horizonten zwischen 7,52 und 7,79 (siehe Tab. A.3-5). Diese Werte sind als sehr schwach alkalisch zu bezeichnen (SPONAGEL ET AL. 2005). Auch in den tieferen Bereichen wird ein pH-Wert von 8,0 nicht erreicht. Der mit Abstand niedrigste Wert wurde im tiefsten Abschnitt (aGr-Horizont) des Standortes GRA11 gemessen. Der ermittelte pH-Wert liegt hier bei 5,70.

Die Konzentrationen gelöster Salze in den A- und M-Horizonten dieses Transekts sind nach den Messungen der elektrischen Leitfähigkeit zu Folge als sehr gering einzuschätzen (HARM 2007). In den A-Horizonten wurden Werte bis 91,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und in den M-Horizonten bis 45,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ermittelt. Die Werte bleiben auch in den tieferen Horizonten vergleichbar (siehe Tab. A.3-5). Nur im aGo-Horizont (siehe Abb. A.2-15) des Bodenprofils GRA11 wird ein Wert von 245,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ erreicht. Im nach unten anschließenden Horizont (aGr-Horizont) liegen die Werte bei 162,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Die höchsten Gehalte organischer Substanz werden erneut in den A-Horizonten erreicht, besonders im flussnahen Bereich an den Standorten GRA02 und GRA01 (siehe Tab. A.3-5). Am Standort GRA02 wurde der höchste Humusgehalt innerhalb dieses Transektes mit 10,03 % gemessen. In den M-Horizonten ist der organische Anteil im Bodenprofil GRA11 besonders auffällig, da er besonders niedrig ist. In diesem Standort wurde lediglich ein Humusgehalt von 0,94 % ermittelt. Die übrigen Gehalte in den M-Horizonten liegen noch im stark humosen Bereich (FIEDLER 2001). Bemerkenswert sind die absolut höchsten Humusgehalte im Bodenprofil GRA11 in den beiden untersten betrachteten Horizonten. Im aGo-Horizont wurde ein Anteil organischer Substanz von 6,59 % gemessen. In dem darunter folgenden aGr-Horizont liegt der gemessene Wert sogar bei 13,7 %. Diese hohen Werte in den unteren Horizonten lassen auf eine Bodenumlagerung an diesem Standort schließen.

Während in den A-Horizonten der niedrigste Kalkgehalt im Bodenprofil GRA02 gemessen wurde (1,88 %), ist der niedrigste Gehalt in den M-Horizonten am Standort GRA01 lokalisiert (3,15 %). Generell können die oberen beiden Bodenhorizonte im Transekt „Grasdorf“ als carbonatarm bis schwach carbonathaltig klassifiziert werden (SPONAGEL ET AL. 2005). Die höchsten Kalkgehalte werden jeweils im mittleren Bereich der Bodenprofile erreicht (siehe Tab. A.3-5). Im a(l)M-Horizont des Bodenprofils GRA02 wurde zum Beispiel ein Gehalt von 8,65 % gemessen.

In den zwei obersten Horizonten lassen sich, mit geringen Abweichungen, für alle Verteilungsmuster der gemessenen Schwermetallelemente Gemeinsamkeiten erkennen (siehe Abb. 6.34). Die niedrigsten Werte werden in den A-Horizonten jeweils im Bodenprofil GRA01 gemessen. Für Blei wurden allerdings im M-Horizont des gleichen Bodenprofils die jeweils höchsten Elementgehalte ermittelt.

Auch in diesem Transekt liegen die Cr- und Ni-Gehalte unterhalb und die Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gehalte deutlich über den jeweiligen Vorsorgewerten der BBodSchV (1999).

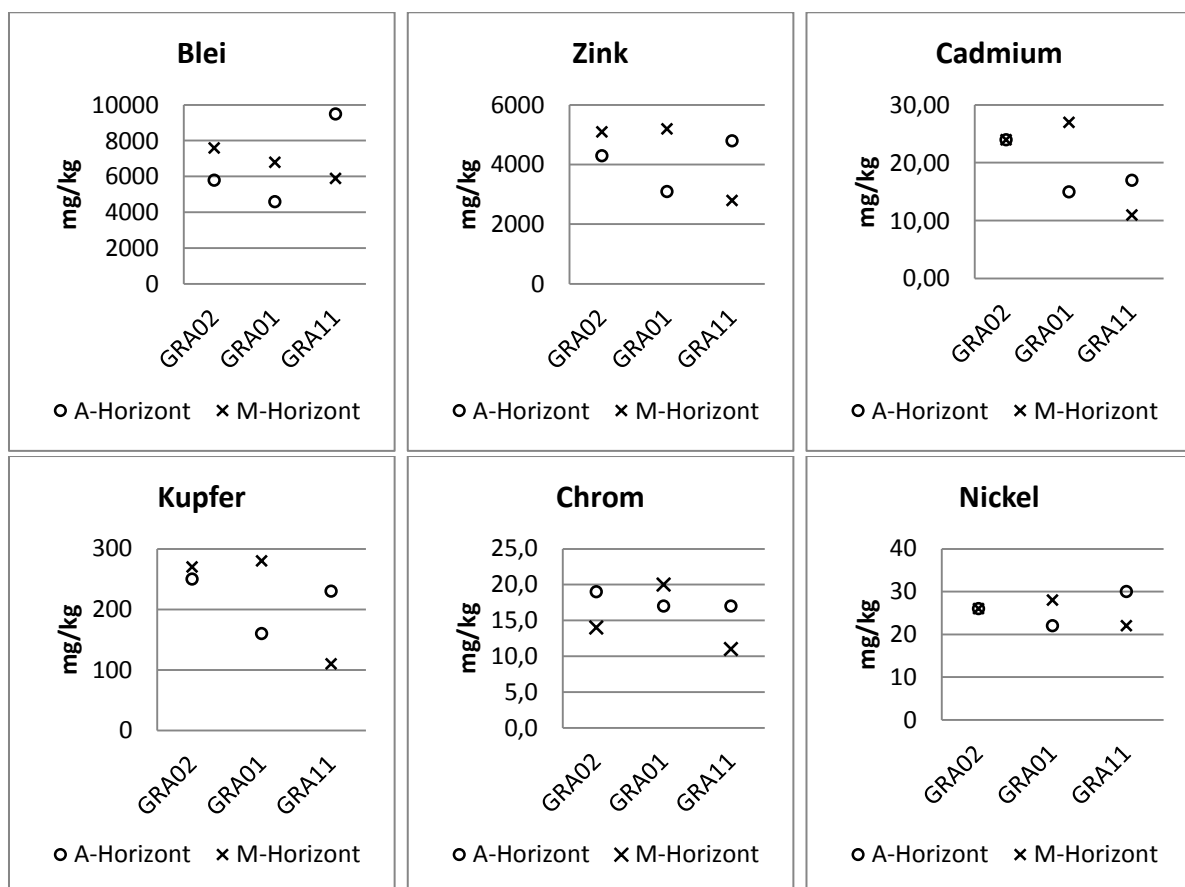


Abb. 6.34: Schwermetallkonzentrationen in den A- und M-Horizonten des Transektes GRA

Auffällig ist, dass die höchsten Konzentrationen von Chrom und Nickel innerhalb der Bodenprofile fast ausschließlich in den untersten Bereichen gemessen worden sind (siehe Tab. A.4-5). Am Standort GRA11 wurden im aGr-Horizont ein Cr-Gehalt von 24 mg/kg[TS] und ein Ni-Gehalt von 47 mg/kg[TS] gemessen. Die höchsten Konzentrationen der Schwermetalle Zink, Blei und Cadmium wurden jeweils im aGo-Horizont am Standort GRA11 gemessen. Hier wurde ein Zn-Gehalt von 8900 mg/kg[TS], ein Pb-Gehalt von 18000 mg/kg[TS] und ein Cd-Gehalt von 39 mg/kg[TS] festgestellt. Ein Grund für die hohen Schwermetallgehalte in den tiefen Abschnitten des Bodenprofils GRA11 können Bodenumlagerungen durch den Bau des nahe gelegenen, ehemaligen Bahndammes sein.

6.2.6 Transekt „Heinde“ (HEI)

Entlang dieses Transekts wurden planmäßig vier Bodenprofile, jeweils zwei auf der linken und rechten Uferseite, angelegt. Anzumerken ist, dass der unterste Horizont (aGo-aM-Horizont) im Bodenprofil HEI11 wegen seiner großen Mächtigkeit in zwei unterschiedlichen Tiefen beprobt wurde.

Der höchste pH-Wert in den A-Horizonten dieses Transekts ist im Bodenprofil HEI12 lokalisiert (7,59). Am Standort HEI11 wurde der niedrigste pH-Wert (7,01) in den A-Horizonten gemessen (siehe Tab. A.3-6). Die pH-Werte in den M-Horizonten sind jeweils etwas höher, zeigen aber eine ähnliche Verteilung innerhalb des Transekts. Am Standort HEI12 wurde ein pH-Wert von 7,93 und am Standort HEI11 von 7,64 bestimmt. Es lässt sich also eine deutliche Tendenz zum alkalischen Bereich erkennen. In den untersten Horizonten sind die pH-Werte mit denen der M-Horizonte vergleichbar. Die jeweils höchsten Werte wurden im Bodenprofil HEI02 ermittelt.

Die Maximalwerte der elektrischen Leitfähigkeit in den einzelnen Horizonten werden jeweils im Bodenprofil HEI12 erreicht. Im A-Horizont wurden 128,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und im M-Horizont 119,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. Der Höchstwert in den tieferen Horizonten beträgt 207,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (siehe Tab. A.3-6). Trotz dieser vergleichsweise hohen Werte, sind die elektrischen Leitfähigkeitswerte auch in diesem Transekt als gering bis mittelmäßig einzustufen (HARM 2007). Außer für den A-Horizont ergibt sich für alle weiteren Horizonte des Querprofils das gleiche Verteilungsmuster. Die Werte in Flussnähe sind vergleichsweise niedrig, während höhere Werte in größerer Entfernung zur Innersten festgestellt wurden. Auch wenn diese Unterschiede stellenweise gering ausfallen.

In allen Bodenprofilen nehmen die Anteile organischer Substanz mit zunehmender Tiefe ab. Eine Ausnahme bildet der unterste Horizont (aGo-aM-Horizont) des Standortes HEI01 (siehe Tab. A.3-6). In den Oberböden der Bodenprofile sind die höchsten Humusgehalte an den flussfernen Standorten ermittelt worden. In diesen beiden durch Feuchtigkeit geprägten Standorten wurden Humusgehalte von 10,0 % (HEI12) und 12,04 % (HEI11) gemessen. In den M-Horizonten gibt es kaum Variationen zwischen den Humusgehalten und die Gehalte liegen im Mittel humosen Bereich. In den tieferen Horizonten sind die Werte hauptsächlich im schwach humosen Bereich einzustufen (FIEDLER 2001).

Die Kalkgehalte sind in den Oberböden vergleichsweise gering. In den M-Horizonten wurden teils deutlich höhere Gehalte gemessen (siehe Tab. A.3-6). Beispielsweise wurde im A-Horizont des Bodenprofils HEI12 ein CaCO_3 -Gehalt von 3,25 % und im M-Horizont von 15,34 % festgestellt. Im A-Horizont des Standortes HEI02 liegt der gemessene Kalkgehalt bei 1,20 % und im M-Horizont bei 3,58 %. Auffällig sind die in A- und M-Horizont geringen Gehalte im Bodenprofil HEI11. Mit zunehmender Tiefe steigen die Kalkgehalte stellenweise sogar noch leicht an. Zum Beispiel im Bodenprofil HEI02 bis auf 6,88 %.

Erneut sind die Verteilungen der Cr- und Ni-Gehalte sowie die Verteilungen der Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gehalte vergleichbar. Die Cr- und Ni-Gehalte sind in den A- und M-Horizonten in größerer Entfernung zum Fluss am höchsten. Die Maximalgehalte wurden im Bodenprofil HEI11 (Cr: 30 mg/kg[TS] und Ni: 41 mg/kg[TS]) festgestellt. In den tieferen Horizonten lassen sich vergleichbare Muster in der Verteilung der Cr- und Ni-Gehalte erkennen. Die Niveauunterschiede zwischen den Gehalten der

einzelnen Standorte nehmen allerdings ab. In den tiefsten Horizonten schwanken die Gehalte zwischen den Probeentnahmestellen kaum noch (siehe Abb. 6.35).

Kupfer, Zink, Blei und Cadmium weisen mit Abstand die höchsten Gehalte im A-Horizont des Bodenprofils HEI11 auf. Die Cu-Gehalte liegen bei 480 mg/kg[TS], die Zn-Gehalte bei 9300 mg/kg[TS], die Pb-Gehalte bei 13000 mg/kg[TS] und die Cd-Gehalte bei 40 mg/kg[TS]. Die Gehalte der drei anderen Bodenprofile unterscheiden sich nur wenig. Die höchsten Werte werden hier jeweils am Standort HEI02 erreicht (siehe Abb. 6.35). Die gemessenen Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gehalte in den M-Horizonten zeigen in der Verteilung im Transekt Ähnlichkeiten zu den A-Horizonten. Am Standort HEI11 sind die Gehalte im Vergleich zum A-Horizont niedriger (z.B. Cu: 200 mg/kg[TS] und Pb: 9600 mg/kg[TS]). Wie auch in den A-Horizonten sind die niedrigsten Gehalte von Kupfer, Zink, Blei und Cadmium im M-Horizont am Standort HEI12 zu finden. Der Cu-Gehalt erreicht dort sogar nur 45 mg/kg[TS]. Die Gehalte in den tieferen Horizonten variieren größtenteils stärker und liegen auch etwas höher als in den A- und M-Horizonten (siehe Tab. A.4-6).

Allgemein ist erneut zu erwähnen, dass nur die Gehalte von Chrom und Nickel unterhalb der gesetzlichen Vorsorgewerte liegen (BBodSchV 1999).

Die ermittelten Nährstoffgehalte liegen erneut unterhalb oder im unteren Bereich der von KUNTZE ET AL. (1994) und BLUME ET AL. (2010) ausgegebenen Mittelwerten für Mineralböden. Die Verteilungsmuster der gemessenen Ca- und Mg-Gehalte sind sich in den jeweiligen Horizonten sehr ähnlich. In A- und oberen M-Horizonten sind die höchsten Gehalte in den flussfernen Bodenprofilen lokalisiert. Die Ca-Gehalte liegen im A-Horizont des Standortes HEI12 bei 2900 mg/kg[TS] und am Standort HEI11 bei 2600 mg/kg[TS]. In Richtung Fluss nehmen die Gehalte ab. Die niedrigsten Ca- und Mg-Gehalte in den A- und M-Horizonten wurden im Bodenprofil HEI01 gemessen (siehe Abb. 6.35). Die Unterschiede der Gehalte in den untersten Horizonten der Bodenprofile sind nur noch vergleichsweise gering.

Auch die Verteilungen der Na- und K-Gehalte in diesem Transekt ähneln sich in den A-Horizonten sehr (siehe Abb. 6.35). Die niedrigsten Gehalte sind am Standort HEI01 gegeben (Na: 27 mg/kg[TS] und K: 51 mg/kg[TS]). Die höchsten Na- und K-Gehalte im Oberboden wurden im Bodenprofil HEI11 ermittelt. Die Na-Gehalte liegen bei 64 mg/kg[TS] und die K-Konzentrationen bei 130 mg/kg[TS]. Auf der linken Uferseite weisen die Na- und K-Gehalte nur geringe Unterschiede auf. Die Na-Konzentrationen schwanken um 50 mg/kg[TS] und die K-Konzentrationen zwischen 80 mg/kg[TS] und 96 mg/kg[TS].

Die Verteilungsmuster in den M-Horizonten unterscheiden sich im Gegensatz zu denen der A-Horizonte deutlich. Die Na-Gehalte sind an den flussfernen Standorten höher als in kurzer Distanz zum Fluss (bis zu 73 mg/kg[TS] am Standort HEI11). Die höchsten K-Gehalte wurden mit 56 mg/kg[TS] am Standort HEI02 und mit 57 mg/kg[TS] am Standort HEI11 gemessen. Auch die jeweiligen Verteilungen der Na- und K-Gehalte in den untersten Horizonten unterscheiden sich von denen der oberen Horizonte klar (siehe Tab. A.4-6).

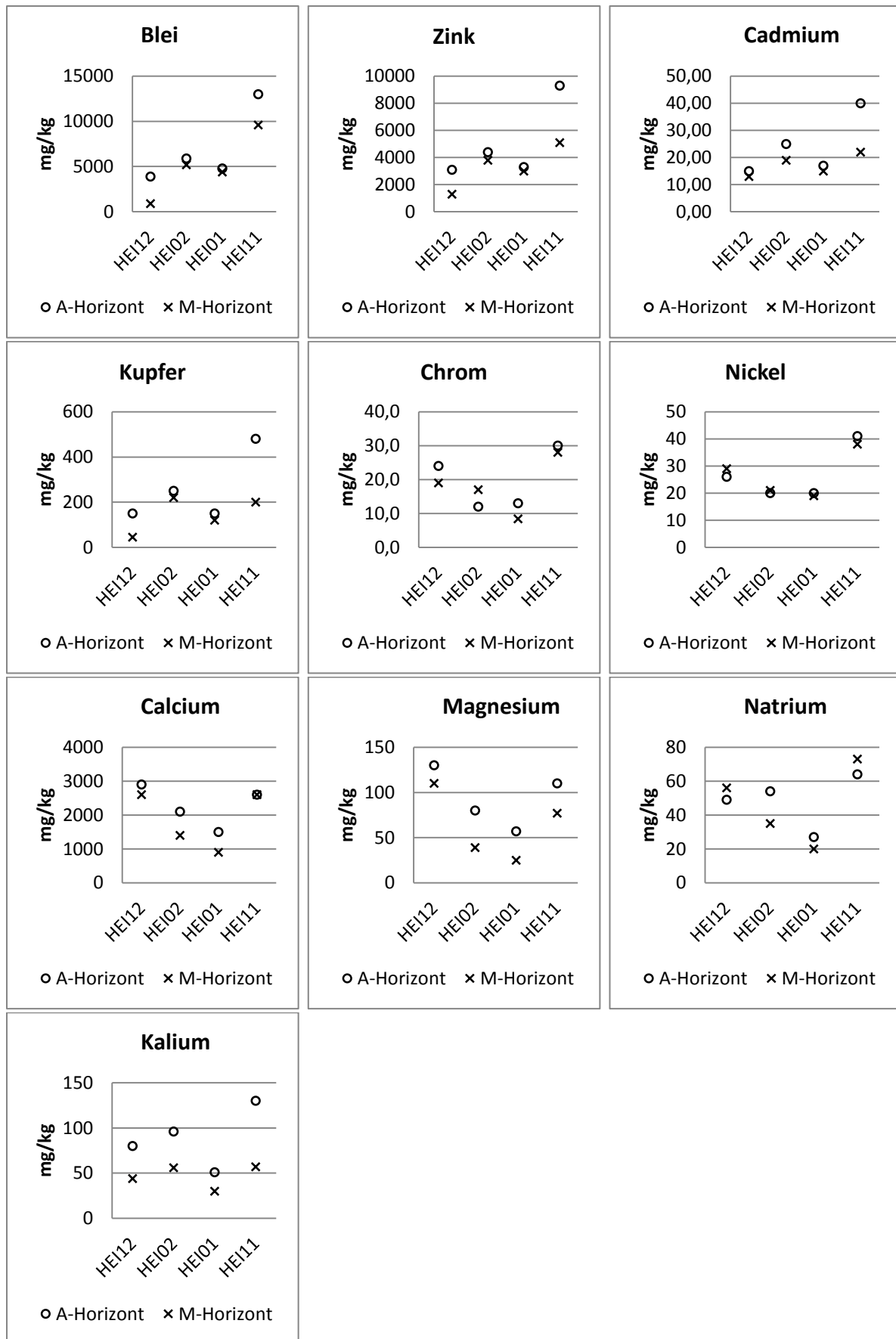


Abb. 6.35: Schwermetall- und Nährstoffkonzentrationen in den A- und M-Horizonten des Transektes HEI

6.2.7 Transekt „Roter Stein“ (ROT)

Auch in diesem Transekt wurden vier Bodenprofile angelegt. Diese vier Bodenprofile sind aber nicht auf übliche Weise in der Flussaue platziert worden. Auf der rechten Uferseite wurde lediglich ein Bodenprofil in Flussnähe angelegt. Ein sich in unmittelbarer Nähe befindlicher Steilhang begrenzt die Flussaue und macht die Anlage eines weiteren Bodenprofils auf dieser Seite der Aue unnötig. Auf der linken Uferseite wurden, wie üblich, zwei Bodenprofile angelegt. Eines in unmittelbarer Flussnähe und eines in größerer Distanz zum Fluss. Das flussferne Bodenprofil befindet sich auch hier etwa auf der Hälfte der Ausdehnung der Flussaue. Der Überschwemmungsbereich wird auf der linken Seite des Flusses durch einen Deich begrenzt. Um auch die Ablagerungen von kontaminiertem Sediment vor dem Bau der Hochwasserschutzmaßnahme erfassen zu können, wurde ein weiteres Bodenprofil hinter dem Deich auf einer Ackerfläche angelegt. Außerdem könnten die unmittelbaren Veränderungen erfasst werden, die der Bau des Deiches bewirkt hat.

Die pH-Werte schwanken in den kompletten Bodenprofilen zwischen 7,39 und 8,02. Sie liegen also größtenteils im sehr schwach alkalischen Bereich (SPONAGEL ET AL. 2005). Der Schwankungsbereich ist demnach gering. Die pH-Werte in den A-Horizonten innerhalb des Transekts sind vergleichsweise niedrig. Der niedrigste Wert wurde am Standort ROT12 (7,39) gemessen. Der höchste pH-Wert wurde im Oberboden des Bodenprofils ROT22 (7,86) festgestellt. Die Beträge der pH-Werte sind in den M-Horizonten vergleichbar zu den A-Horizonten. Der höchste Wert wurde mit 8,02 am Standort ROT01 gemessen. Auch die pH-Werte der tieferen Horizonte weichen kaum von den Werten in den darüber liegenden Horizonten ab (siehe Tab. A.3-7).

Die Gehalte gelöster Salze innerhalb der Bodenprofile sind sehr homogen verteilt. Die deutlichste Abnahme mit der Tiefe ist noch im Bodenprofil ROT02 zu erkennen (siehe Tab. A.3-7). Vom obersten zum untersten erfassten Mineralbodenhorizont nehmen hier die Werte von 49,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf 22,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ab. Die höchsten Werte im Transekt wurden am Standort ROT22 gemessen. Im aSd-Horizont (siehe Abb. A.2-23) werden in diesem Bodenprofil 92,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ erreicht. Wie in den vorherigen Transekten sind die Werte auch im Transekt „Roter Stein“ als gering einzustufen (HARM 2007). Auch wenn die Gehalte organischer Substanz nicht ähnlich hohe Werte wie in einigen flussaufwärts gelegenen Transekten erreichen, sind dennoch die höchsten Gehalte fast ausschließlich im Oberboden der Bodenprofile zu finden (siehe Tab. A.3-7). Die Humusgehalte reichen bis 4,72 %, gemessen am Standort ROT02. Mit zunehmender Tiefe sinken die Humusgehalte. Eine Ausnahme bildet der Standort ROT22. Dort erreicht der Gehalt organischer Substanz im aSd-Horizont noch einmal 3,58 %. Insgesamt steigen die Gehalte in diesem Transekt nach FIEDLER (2001) dementsprechend nicht weit über den mittel humosen Bereich.

Die höchsten Kalkgehalte wurden in den beiden oberen Horizonten des Bodenprofils ROT22 gemessen (siehe Tab. A.3-7). Im Oberboden erreichen die Gehalte einen Anteil von 12,39 %. Dieser Abschnitt des Bodenprofils ist daher als carbonatreich einzuordnen (SPONAGEL ET AL. 2005). Am Standort ROT02 ist der Oberboden allerdings schon sehr carbonatarm (0,73 %). Mit zunehmender Tiefe nehmen auch die Kalkgehalte ab. Die tiefsten Bereiche der Bodenprofile ROT02 und ROT01 sind nahezu carbonatfrei.

Die Verteilungsmuster der Schwermetalle lassen sich wieder in zwei Gruppen unterteilen. Auch in diesem Transekt setzen sich die Gruppen zum einen aus Chrom und Nickel, sowie zum anderen aus Kupfer, Zink, Blei und Cadmium zusammen. Bei letzterer Gruppe lassen sich in diesem Fall allerdings leichte Unterschiede in den Verteilungen erkennen (siehe Abb. 6.36). Nach den Angaben der LABO (1998) liegen die Cr- und Ni-Gehalte im Bereich der Mittelwerte für die Böden dieser Region. Die Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gehalte übersteigen die Hintergrund- und Vorsorgewerte auch innerhalb dieses Transekts deutlich (BBODSCHV 1999). Die Cr- und Ni-Gehalte der A- und M-Horizonte liegen dicht beieinander und verändern sich innerhalb des Transekts wenig. Der Höchstwert für Chrom erreicht am Standort ROT12 im M-Horizont 29 mg/kg[TS]. Für Nickel wurde der höchste Gehalt ebenfalls im

Bodenprofil ROT12 mit 26 mg/kg[TS] gemessen. Am Standort ROT22 wurden die höchsten Werte in den tieferen Horizonten festgestellt. Der aSd-Horizont weist hier den Maximalwert für Chrom von 48 mg/kg[TS] und für Nickel von 42 mg/kg[TS] auf.

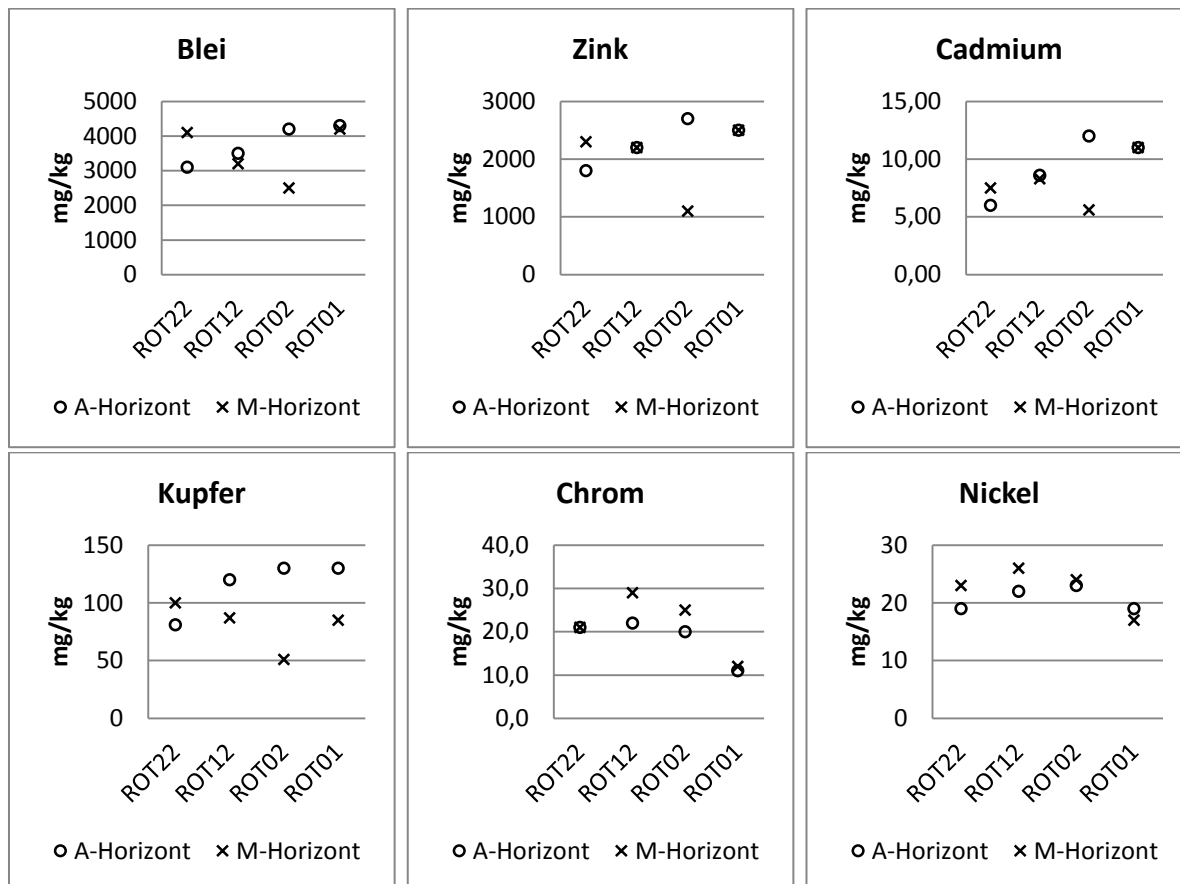


Abb. 6.36: Schwermetallkonzentrationen in den A- und M-Horizonten des Transektes ROT

Die Gehalte der Elemente Kupfer, Zink, Blei und Cadmium nehmen in den A-Horizonten mit zunehmender Entfernung vom Fluss ab (siehe Abb. 6.36). An den Standorten ROT02 und ROT01 sind die Gehalte auf vergleichbar hohem Niveau. Die Höchstwerte der Cu-, Zn- und Cd-Gehalte werden im Oberboden des Bodenprofils ROT02 erreicht. Die Cu-Gehalte liegen bei 130 mg/kg[TS] (ebenso am Standort ROT01), die Zn-Gehalte bei 2700 mg/kg[TS] und die Cd-Gehalte bei 12 mg/kg[TS]. Der Pb-Gehalt im Oberboden am Standort ROT01 beträgt 4300 mg/kg[TS].

In den M-Horizonten stellt sich ein anderes Bild dar. Dort wurden die niedrigsten Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gehalte jeweils im Bodenprofil ROT02 gemessen. Der Cu-Gehalt wurde beispielsweise mit 51 mg/kg[TS] und der Pb-Gehalt mit 2500 mg/kg[TS] gemessen. Die höchsten Zn- und Cd-Konzentrationen aus den M-Horizonten wurden am Standort ROT01 ermittelt. Die Analysen ergaben einen Zn-Gehalt von 2500 mg/kg[TS] und einen Cd-Gehalt von 11 mg/kg[TS]. Für Blei wurden vergleichbar hohe Gehalte an den Standorten ROT01 (4200 mg/kg[TS]) und ROT22 (4100 mg/kg[TS]) bestimmt. Der höchste Cu-Gehalt innerhalb der M-Horizonte wurde im Bodenprofil ROT22 mit 100 mg/kg[TS] festgestellt.

In den tieferen Horizonten wurden die niedrigsten Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Konzentrationen an den Standorten ROT02 und ROT01 ermittelt. Die Cu-Gehalte liegen sogar unterhalb des Vorsorgewertes nach BBODSCHV (1999). In den untersten Horizonten der Bodenprofile ROT12 und ROT22 liegen die Konzentrationen im Vergleich zu den Bodenprofilen ROT01 und ROT02 deutlich höher. Sie sind in das Niveau der Gehalte aus den A- und M-Horizonten einzuordnen.

6.2.8 Transekt „Steuerwald“ (STE)

In diesem Transekt wurden, wie auch im Transekt „Roter Stein“, vier Bodenprofile erstellt. Hier allerdings wieder in der üblichen Verteilung. Soll heißen, jeweils zwei Bodenprofile befinden sich auf einer Seite des Flusses. Eines in unmittelbarer Ufernähe und das Zweite in größerer Entfernung zum Ufer. Das Bodenprofil STE12 konnte durch die Vorgaben des Grundstückseigentümers nicht im zentralen Auebereich angelegt werden, sondern in etwas größerer Distanz zur Innerste. Trotzdem spiegelt der Standort die Verhältnisse im Auenbereich in brauchbarer Art und Weise wieder.

Die pH-Werte in den oberen beiden Horizonten der Bodenprofile zeigen, vergleichbar zu den meisten bereits vorgestellten Bodenprofilen, nur geringe Schwankungen (siehe Tab. A.3-8). Die pH-Werte in den A-Horizonten sind allerdings eindeutig niedriger als die der M-Horizonte. In den A-Horizonten schwanken die Werte zwischen 7,56 (STE01) und 7,10 (STE11). Mit wachsender Entfernung zum Fluss nehmen die pH-Werte im Oberboden ab. Dieses Verteilungsmuster ist auch in den M-Horizonten festzustellen. In diesem Bereich der Bodenprofile schwanken die pH-Werte zwischen 8,02 (STE02) und 7,56 (STE11). In den darunter befindlichen Horizonten sind die pH-Werte vergleichbar zu den M-Horizonten verteilt. Mit zunehmender Tiefe fallen aber Abweichungen auf. Dieses gilt besonders für den Standort STE01. Im untersten erfassten Horizont (aGr-Horizont) dieses Bodenprofils wurde lediglich ein pH-Wert von 6,54 gemessen. Dieser ist damit schon in den sehr schwach sauren Bereich einzuordnen, während der größte Teil der anderen Messwerte in den sehr schwach alkalischen Bereich einzustufen ist (SPONAGEL ET AL. 2005).

Auf den jeweiligen Uferseiten sind die höheren Werte der elektrischen Leitfähigkeit in Flussnähe lokalisiert. Dieses gilt für die A- und die oberen M-Horizonte (siehe Tab. A.3-8). Die höchsten Messergebnisse in den beiden Horizonten ergaben die Analysen der Proben von Standort STE01. Im Oberboden wurde hier eine elektrische Leitfähigkeit von 142,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und im M-Horizont von 64,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. Die niedrigsten Werte wurden im Bodenprofil STE12 ermittelt. An diesem Standort wurden für den A-Horizont 50,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und für den M-Horizont 44,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. In den darauf folgenden Horizonten weisen die Werte eine andere Verteilung auf. Hier wurden für die jeweilige Seite der Aue die niedrigeren Werte in unmittelbarer Flussnähe ermittelt. 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$ werden in den tieferen Bereichen der Bodenprofile nicht mehr erreicht. Die gemessenen Werte sind damit, wie auch in den Transekten zuvor, als gering einzustufen (HARM 2007).

In den A-Horizonten der Bodenprofile dieses Transekts zeichnet sich bei Betrachtung der Gehalte organischer Substanz ein anderes Verteilungsmuster, als das der elektrischen Leitfähigkeitswerte in den Oberböden, ab (siehe Tab. A.3-8). Die Gehalte steigen mit zunehmender Entfernung vom Fluss an. Zwischen STE01 und STE11 von 4,31 % auf 6,49 % und zwischen STE02 und STE12 von 5,52 % auf 7,28 %. Diese Gehalte sind in den stark humosen Bereich einzuordnen (FIEDLER 2001). In den M-Horizonten ist das Verteilungsmuster auf der linken Uferseite vergleichbar. Bei Betrachtung der Ergebnisse aus den Bodenprofilen der rechten Flussseite zeigt sich allerdings ein umgekehrter Trend. Zwischen STE01 und STE11 sinken die Gehalte organischer Substanz von 2,73 % auf 2,22 %. Die Verteilungsmuster der untersten Horizonte sind denen der M-Horizonte ähnlich. Generell nehmen die Humusgehalte in den Bodenprofilen mit zunehmender Tiefe ab. Für die untersten Horizonte wurde der höchste Gehalt am Standort STE01 im aGr-Horizont (siehe Abb. A.2-24) gemessen. Der Humusgehalt beträgt hier 2,38 %.

Die höchsten CaCO_3 -Gehalte in den A-Horizonten sind in Flussnähe ermittelt worden (siehe Tab. A.3-8). Für das Bodenprofil STE01 ergaben die Messungen einen Gehalt von 2,41 % und für das Bodenprofil STE02 einen Gehalt von 2,44 %. Die beiden äußeren Standorte weisen in den A-Horizonten nur geringe Kalkgehalte auf. Diese liegen im Bodenprofil STE11 bei 0,33 % und im Bodenprofil STE12 bei 0,52 %. Die A-Horizonte dieses Transekts weisen demnach sehr carbonatarme bis schwach carbonathaltige Substrate auf (SPONAGEL ET AL. 2005). In den M-Horizonten ist der höchste Gehalt am Standort STE12 gemessen worden. Mit 3,75 % wurde dort auch der maximal gemessene Kalkgehalt

im Transekt „Steuerwald“ registriert. An den Standorten STE01 und STE02 wurden Werte von 2,61 % und 2,80 % gemessen, während der Kalkgehalt im M-Horizont des Bodenprofils STE11 nur noch 0,08 % beträgt. An diesem Standort ist der M-Horizont also nahezu carbonatfrei. Mit weiter zunehmender Tiefe sinken die Carbonatgehalte erheblich ab. Außer am Standort STE12 werden in den untersten Horizonten nur noch Kalkgehalte von maximal 0,05 % erreicht. Im aSw-Horizont des Bodenprofils STE12 wurde allerdings noch ein Gehalt von 2,69 % gemessen, der somit in den schwach carbonathaltigen Bereich einzuordnen ist (SPONAGEL ET AL. 2005).

Die Cr- und Ni-Gehalte weisen in den flussnahen Bodenprofilen die vergleichsweise geringeren Werte auf (siehe Abb. 6.37). In den A-Horizonten schwanken die Cr-Gehalte zwischen 18 mg/kg[TS] und 52 mg/kg[TS]. Der höchste Wert wurde dabei am Standort STE11 gemessen. Die Ni-Gehalte schwanken in den A-Horizonten zwischen 15 mg/kg[TS] und 39 mg/kg[TS]. Auch für dieses Element wurde die höchste Konzentration in den A-Horizonten am Standort STE11 ermittelt. Die Schwankungen der Cr- und Ni-Gehalte sind in den M-Horizonten des Transekts nicht so stark ausgeprägt. Die Cr-Gehalte variieren zwischen 18 mg/kg[TS] und 28 mg/kg[TS] und die Ni-Gehalte zwischen 17 mg/kg[TS] und 25 mg/kg[TS]. Die Vorsorgewerte für Chrom und Nickel werden in diesem Transekt nicht überschritten (BBODSCHV 1999). Auch in den tiefer befindlichen Horizonten liegen die ermittelten Cr- und Ni-Gehalte auf dem Niveau der A- und M-Horizonte.

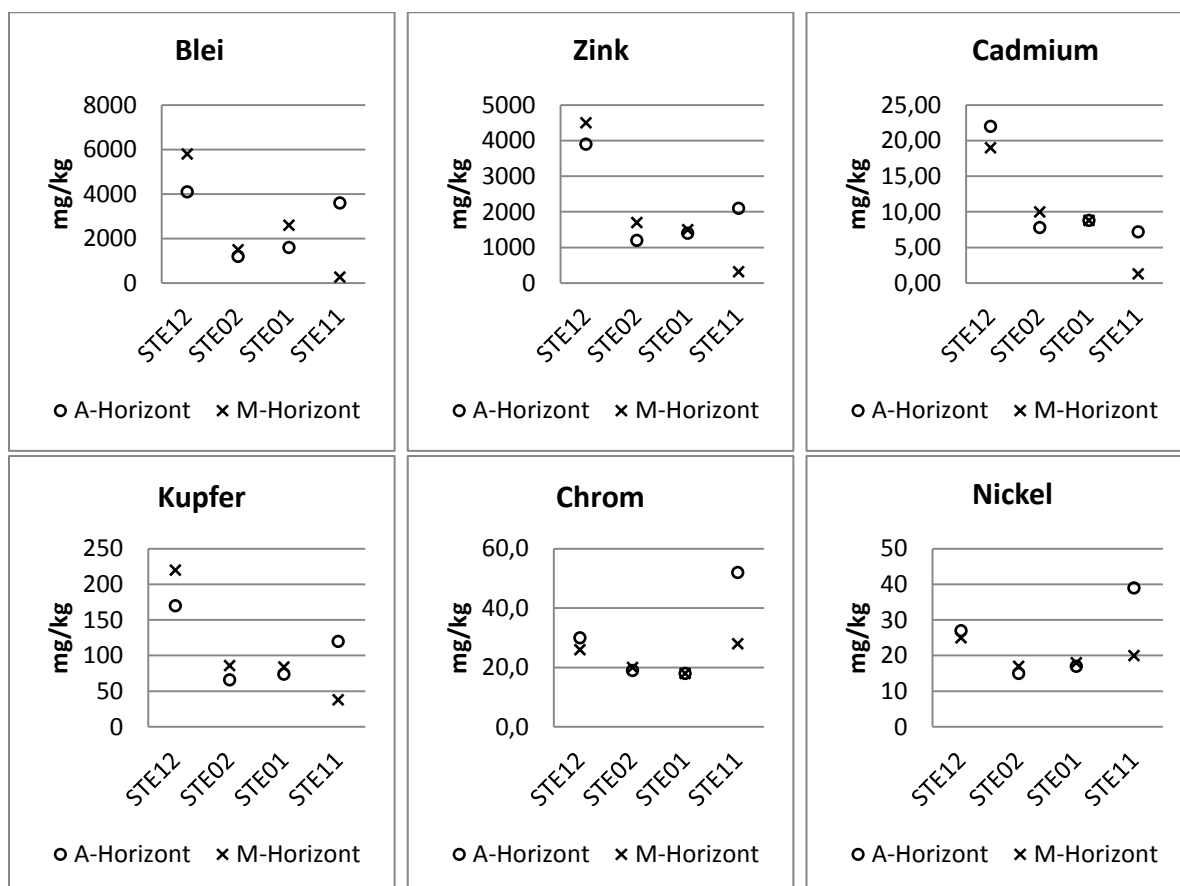


Abb. 6.37: Schwermetallkonzentrationen in den A- und M-Horizonten des Transektes STE

Sehr ähnliche Verteilungsmuster ergeben sich erneut bei der Betrachtung der Messergebnisse der Elemente Kupfer, Zink, Blei und Cadmium (siehe Abb. 6.37). In den A-Horizonten sind die Gehalte in Ufernähe niedriger als in größerer Distanz zur Innerste. Dies gilt allerdings nicht für die Cd-Gehalte auf der rechten Uferseite. Am Standort STE11 liegt der Cd-Gehalt mit 7,20 mg/kg[TS] knapp unter dem Cd-Gehalt von 8,80 mg/kg[TS] am Standort STE01. Die höchsten Gehalte in den Oberböden werden jeweils im Bodenprofil STE12 erreicht. Auch in den M-Horizonten sind die höchsten Cu-, Zn-,

Pb- und Cd-Gehalte am Standort STE12 lokalisiert. Während die Gehalte an den flussnahen Standorten meist auf vergleichbarem Niveau liegen, sind die niedrigsten Gehalte der M-Horizonte im Bodenprofil STE11 ermittelt worden. Für die Ufernähe Horizonte wurden beispielsweise Zn-Gehalte von 1500 mg/kg[TS] (STE01) und 1700 mg/kg[TS] (STE02) gemessen.

Die niedrigsten Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gehalte wurden in fast jedem Bodenprofil in den untersten Horizonten festgestellt. Nur am Standort STE12 erreichen die Pb-Gehalte im Oberboden noch geringere Werte als in den darunter liegenden Horizonten. In den untersten Horizonten der Bodenprofile STE01, STE02 und STE11 liegen die Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gehalte teilweise unterhalb der Vorsorgewerte, während sie in den A- und M-Horizonten die Vorsorgewerte meist mehr als deutlich übersteigen (BBodSCHV 1999).

6.2.9 Transekt „Hasede“ (HAS)

Auf der rechten Uferseite bestand lediglich die Möglichkeit ein Bodenprofil in Flussnähe anzulegen. Auf der linken Seite des Ufers wurden zwei Bodenprofile erstellt. Der Standort HAS12 befindet sich hierbei in einem Auenwald. In den Bodenprofilen HAS01 und HAS02 wurde schon in geringer Tiefe die Grundwasseroberfläche erreicht. Dies ist auf das sehr flache Ufer in diesem Untersuchungsbe-
reich zurückzuführen. In den beiden Bodenprofilen wurden jeweils drei Horizonte erfasst, wovon jeweils der unterste Horizont in zwei unterschiedlichen Tiefen beprobt wurde (siehe Abb. A.2-28 und A.2-29).

In den A-Horizonten liegen die pH-Werte in Flussnähe auf einem vergleichbaren Niveau. Am Standort HAS01 wurde ein pH-Wert von 7,84 und am Standort HAS02 von 7,78 gemessen (siehe Tab. A.3-9). Im Vergleich zu den flussnahen Bodenprofilen liegt der pH-Wert im Oberboden des Standortes HAS12 niedriger. Hier wurde ein Wert von 6,93 festgestellt. Die Analyseergebnisse der M-Horizonte zeigen ein ähnliches Bild. Es ist aber ein etwas größerer Unterschied in den pH-Werten der flussnahen Standorte auszumachen. Die Werte liegen bei 8,07 (HAS01) und 7,79 (HAS02). Die pH-Werte in diesem Transekt rangieren also zwischen dem neutralen bis schwach alkalischen Bereich (SPONAGEL ET AL. 2005). Auch in den untersten Horizonten gibt es keine großen Änderungen an den Beträgen der pH-Werte zu vermerken.

In den A- und M-Horizonten wurden die höchsten Werte der elektrischen Leitfähigkeit am Standort HAS02 gemessen. Im Oberboden wurde ein Wert von 170,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und im M-Horizont ein Wert von 92,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ festgestellt. Besonders zu erwähnen sind die vergleichsweise hohen elektrischen Leitfähigkeitswerte in den untersten Horizonten der Bodenprofile HAS01 und HAS02. Die höchsten Werte im aGr-Horizont des Standortes HAS01 liegen bei 367,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und im aGr-Horizont des Standortes HAS02 bei 347,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Trotzdem sind auch hier die Anteile an gelösten Salzen im Boden als gering einzustufen (HARM 2007).

Der normalen, natürlichen Verteilung folgend, sind auch in den Bodenprofilen des Transekts „Hasede“ die höchsten Humusgehalte in den Oberböden vorzufinden (siehe Tab. A.3-9). Am Standort HAS12 erreichen sie das Maximum in den A-Horizonten des Transekts mit 7,59 %. Schon in den M-Horizonten wurden deutlich niedrigere Gehalte organischer Substanz festgestellt. Der höchste Wert wurde hier ebenfalls im Bodenprofil HAS12 gemessen. Die Messung ergab einen Anteil von 5,93 %. Diese Abschnitte der Bodenprofile sind als stark humos zu klassifizieren, während die darunter liegenden Horizonten noch mittel humose Substrate aufweisen (FIEDLER 2001).

Die Carbonatgehalte im Bodenprofil HAS12 sind äußerst gering. Im Oberboden wurde lediglich ein Anteil von 0,14 % ausgemacht. In den tieferen Horizonten sind die Anteile noch geringer (siehe Tab. A.3-9). In den Oberböden der flussnahen Bodenprofile wurden Kalkgehalte von etwas über 1,80 % gemessen. Damit sind diese Horizonte nach SPONAGEL ET AL. (2005) auch eher als carbonatarm zu bezeichnen. Während am Standort HAS02 die Kalkgehalte erst mit zunehmender Tiefe abnehmen und dann in den tiefsten Bereichen des Bodenprofils noch einmal ansteigen (auf 1,43 % im aGr-Horizont),

wurden die höchsten Kalkgehalte am Standort HAS02 im M-Horizont ermittelt. Der gemessene CaCO_3 -Gehalt beträgt dort 2,36 %. Mit zunehmender Tiefe sinken die Kalkgehalte in diesem Bodenprofil deutlich.

Die Ergebnisse der Schwermetallmessungen zeigen ein schon gewohntes Bild. Die Verteilungsmuster der Elemente Chrom und Nickel in den beiden obersten Horizonten ähneln sich erneut sehr. Des Weiteren weisen Kupfer, Zink und Blei ähnliche Verteilungen der Konzentrationen in den A- und M-Horizonten der Bodenprofile auf. Lediglich die Verteilung der Cd-Konzentrationen weicht in diesem Transekt von dem Muster der Verteilungen der anderen Schwermetalle ab (siehe Abb. 6.38).

Die Cr- und Ni-Gehalte erreichen ihre höchsten Werte innerhalb des Transekts am Standort HAS12. Dies gilt nicht nur für die A- und M-Horizonte. Im Oberboden dieses Standortes ergab die Analyse einen Cr-Gehalt von 41 mg/kg[TS] und einen Ni-Gehalt von 37 mg/kg[TS]. In den M-Horizonten liegen die Gehalte sogar noch höher. Nach LABO (1998) und BBodSchV (1999) sind die Konzentrationen damit über den natürlichen Hintergrundwerten aber noch unterhalb der entsprechenden Vorsorgewerte einzuordnen. In den flussnahen Bodenprofilen wurden Cr- und Ni-Konzentrationen auf vergleichbarem Niveau gemessen. Am Standort HAS01 ergaben die Messungen im A-Horizont Cr-Gehalte von 27 mg/kg[TS] und Ni-Gehalte von 24 mg/kg[TS]. Die Cr- und Ni-Gehalte der tiefer liegenden Horizonte weisen im Vergleich zu den darüber liegenden Horizonten ähnliche Werte auf.

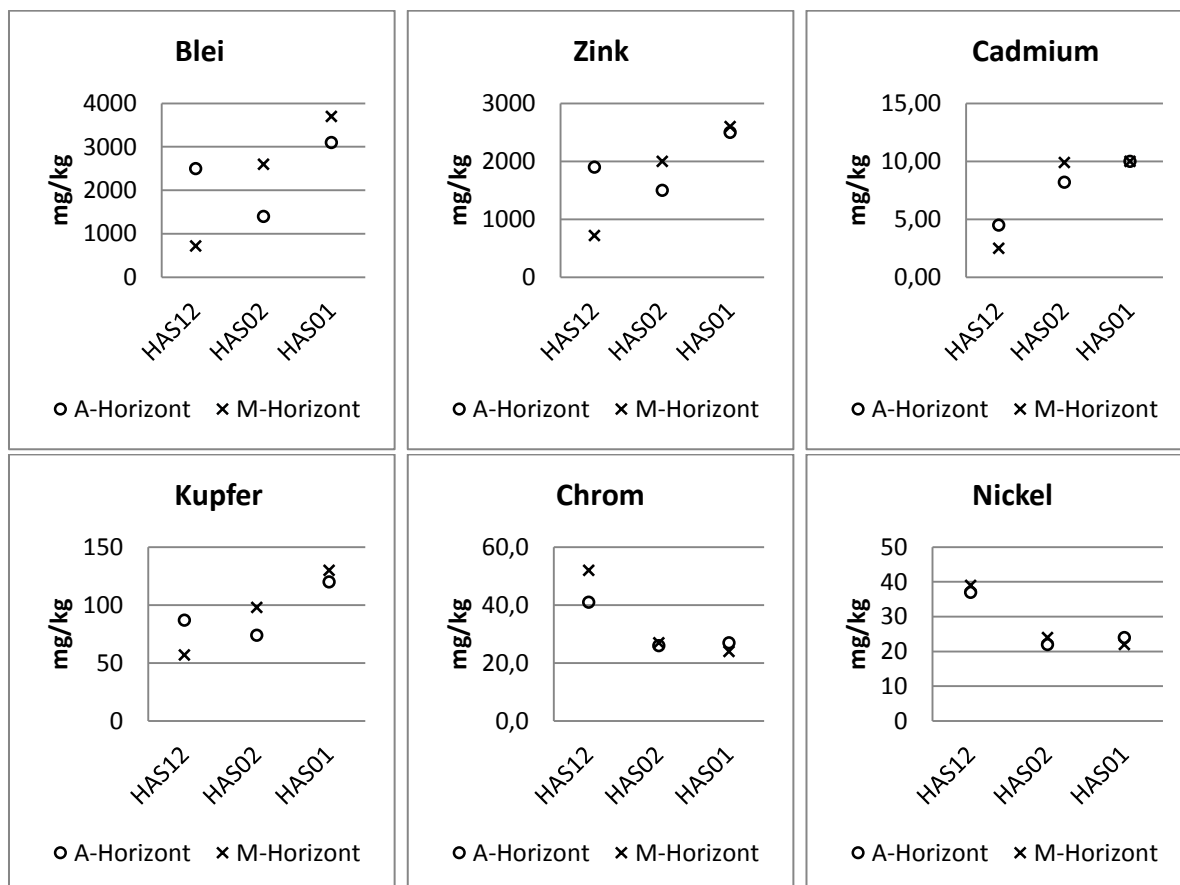


Abb. 6.38: Schwermetallkonzentrationen in den A- und M-Horizonten des Transektes HAS

Während die Elemente Kupfer, Zink und Blei in den A-Horizonten der Bodenprofile sehr ähnliche Verteilungsmuster aufweisen, weicht die Verteilung der Cd-Konzentrationen von diesen ab. Der niedrigste Cu-, Zn- und Pb-Gehalt wurde jeweils am Standort HAS02 ermittelt. Die Ergebnisse weisen in diesem Bodenprofil Cu-Gehalte von 74 mg/kg[TS], Zn-Gehalte von 1500 mg/kg[TS] und Pb-Gehalte von 1400 mg/kg[TS] auf. Die niedrigste Cd-Konzentration wurde im Bodenprofil HAS12

(4,50 mg/kg[TS]) gemessen. Die höchsten Gehalte konnten für alle vier Elemente am Standort HAS01 festgestellt werden. An diesem Standort wurde ein Gehalt an Kupfer von 120 mg/kg[TS], an Zink von 2500 mg/kg[TS], an Blei von 3100 mg/kg[TS] und an Cadmium von 10 mg/kg[TS] ermittelt.

Die Verteilungen von Kupfer, Zink, Blei und Cadmium in den M-Horizonten sind weitestgehend vergleichbar. Hierbei zeigen die Verteilungen von Kupfer und Blei sowie von Zink und Cadmium ähnliche Verteilungen der Messwerte auf (siehe Abb. 6.38). Allen Elementen ist gemein, dass die höchsten Konzentrationen am Standort HAS01 festgestellt wurden (siehe Abb. 6.38). Die niedrigsten Gehalte wurden jeweils am Standort HAS12 festgestellt. Die Beträge der gemessenen Schwermetallkonzentrationen weisen in den untersten beiden Horizonten des Transekts unterschiedliche Werte auf. Die niedrigsten Gehalte von Kupfer, Zink, Blei und Cadmium werden in diesen Horizonten aber jeweils am Standort HAS12 erreicht (siehe Tab. A.4-9).

Anzumerken ist zudem, dass die Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Konzentrationen im Bodenprofil mit zunehmender Tiefe stetig abnehmen. Für die anderen Profile ist keine einheitliche Verteilung auszumachen. Allgemein ist außerdem zu erwähnen, dass in den A- und M-Horizonten erneut alle gemessenen Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gehalte deutlich über den ausgegebenen Vorsorgewerten liegen (siehe Tab. A.4-9). In den untersten Horizonten am Standort HAS12, besonders im aGr-Horizont, liegen die Konzentrationen allerdings unterhalb der Vorsorgewerte (BBodSchV 1999).

6.2.10 Transekt „Ahrbergen“ (AHR)

Im Transekt „Ahrbergen“ wurden vier Bodenprofile angelegt. Diese verteilen sich auf übliche Weise, zwei links und zwei rechts der Innerste. Alle Bodenprofile, außer dem Bodenprofil AHR12, weisen in den jeweiligen Horizonten ähnliche Eigenschaften auf. Die Unterschiede am Standort AHR12 lassen sich durch das Relief im näheren Umfeld erklären (siehe Abb. A.2-34). Unweit des Bodenprofils befindet sich in südlicher Richtung ein flacher Hügel, der neben der Auendynamik Ausgangspunkt für Umlagerungen von Solummaterial sein kann (siehe Abb. A.1-10).

Bei getrennter Betrachtung der beiden Uferseiten fällt auf, dass die gemessenen pH-Werte vom Fluss aus mit zunehmender Entfernung geringer werden. Dies gilt allerdings nicht für die untersten Horizonte der jeweiligen Bodenprofile. Die Unterschiede in den pH-Werten sind allerdings als besonders gravierend anzusehen. In den Oberböden schwanken die Werte insgesamt zwischen 7,40 (AHR12) und 7,80 (AHR01). In den M-Horizonten sind die Schwankungen ein wenig größer (siehe Tab. A.3-10). Auch hier wurden die niedrigsten Werte am Standort AHR12 gemessen (7,43). Der höchste pH-Wert in den M-Horizonten (von 8,21) wurde im Bodenprofil AHR02 ermittelt. Die pH-Werte in den tieferen Bodenhorizonten liegen auf demselben Niveau. Die in diesem Transekt entnommenen Bodenproben weisen zusammenfassend sehr schwach bis schwach alkalische Eigenschaften auf (SPONAGEL ET AL. 2005).

Die Ergebnisse der elektrischen Leitfähigkeitsanalyse zeigen geringe Schwankungen in den Oberböden der Bodenprofile im Transekt „Ahrbergen“ (siehe Tab. A.3-10). Der niedrigste Wert im A-Horizont des Standortes AHR02 (57,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$) liegt nur wenig unter dem höchsten Wert in den A-Horizonten im Bodenprofil AHR01 (65,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Die Unterschiede zwischen den elektrischen Leitfähigkeitswerten der einzelnen Bodenprofile nehmen mit der Tiefe zu, wenn auch die Differenzen in den M-Horizonten noch nicht so deutlich ausfallen. Der höchste Wert wurde wieder am Standort AHR01 (79,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$) gemessen und der niedrigste Wert am Standort AHR12 (41,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$). In den tieferen Horizonten weisen besonders die flussnahen Bodenprofile auffallend hohe Werte auf. In den aGr-Horizonten der Standorte AHR01 und AHR02 wurden elektrische Leitfähigkeitswerte von 229,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 465,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ermittelt. Doch auch diese Werte liegen nach HARM (2007) generell noch auf einem niedrigen Niveau.

Die höchsten Humusgehalte sind erneut und erwartungsgemäß in den obersten Horizonten der jeweiligen Bodenprofile am höchsten. Der höchste Gehalt an organischer Substanz in diesem Tran-

sekt wurde am Standort AHR02 mit 4,63 % ermittelt. In den M-Horizonten sind die Gehalte niedriger als in den jeweiligen A-Horizonten (siehe Tab. A.3-10). Die höchsten Humusgehalte sind in den M-Horizonten an den Standorten AHR11 (3,25 %) und AHR02 (3,20 %) lokalisiert. Typischerweise nehmen die Anteile organischer Substanz mit zunehmender Tiefe ab. Dieser Trend kann bei Betrachtung der Messergebnisse der Bodenproben dieses Transekts nur für den Standort AHR12 bestätigt werden. In den weiteren Bodenprofilen wurden unterhalb der M-Horizonte, im Vergleich zu den M-Horizonten, nochmals erhöhte Humusgehalte ermittelt. Am Standort AHR11 ist der unterste beprobte Horizont sogar noch in den mittel humosen Bereich einzuordnen (FIEDLER 2001).

Bei Betrachtung der jeweiligen Bodenprofile für sich lassen sich in der Verteilung Kalkgehalte nach Horizonten kaum Gemeinsamkeiten erkennen. Am Standort AHR12 übersteigen die Gehalte im gesamten Bodenprofil den Wert von 0,21 % nicht. Dieser wurde im untersten beprobten Horizont gemessen (siehe Tab. A.3-10). Auch der Standort AHR11 weist generell Gehalte im sehr carbonatarmen Bereich auf (SPONAGEL ET AL. 2005). Der höchste Kalkgehalt wurde im Oberboden gemessen und beträgt 0,47 %. Die CaCO_3 -Gehalte in den Oberböden der flussnahen Bodenprofile weisen vergleichsweise höhere Werte auf. Die Gehalte sind sich an diesen Standorten in den A-Horizonten sehr ähnlich und liegen mit 2,44 % (AHR01) und 2,49 % (AHR02) im schwach carbonathaltigen Bereich (SPONAGEL ET AL. 2005). Bei Betrachtung der Verteilung der Kalkgehalte im Transekt lässt sich dieser Trend, vergleichsweise hohe Werte in Flussnähe und geringere Kalkgehalte in größerer Entfernung zum Fluss, mit zunehmender Tiefe weiter verfolgen. Dabei steigen die Kalkgehalte an den flussnahen Standorten zwischen A- und M-Horizonten noch einmal an. Im M-Horizont des Bodenprofils AHR01 ergaben die Analysen einen Gehalt von 5,44 %. Am Standort AHR02 wurde unterhalb des M-Horizontes nochmals ein höherer Kalkgehalt gemessen (siehe Tab. A.3-10).

Die Verteilungsmuster der analysierten Schwermetallelemente lassen in den A- und M-Horizonten ein bereits gewohntes Bild erkennen. Die Verteilungsmuster der Cr- und Ni-Gehalte sowie die Verteilungsmuster der Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gehalte sind sich sehr ähnlich. Wenn auch meist nur gering, sind an den flussfernen Standorten höhere Cr- und Ni-Gehalte in den beiden obersten Mineralbodenhorizonten gemessen worden als in den flussnahen Bodenprofilen. Die Konzentrationen unterscheiden sich in den A- und M-Horizonten der jeweiligen Bodenprofile nur wenig (siehe Abb. 6.39). Die höchsten Cr-Gehalte werden in den beiden angesprochenen Horizonten am Standort AHR11 erreicht. Im A-Horizont wurde eine Cr-Konzentration von 35 mg/kg[TS] und im M-Horizont von 34 mg/kg[TS] gemessen. Die Ni-Gehalte variieren in den A- und M-Horizonten des Transekts kaum. Der höchste Ni-Gehalt (25 mg/kg[TS]) wurde in diesem Abschnitt im M-Horizont des Bodenprofils AHR11 ermittelt. Allgemein liegen die analysierten Cr- und Ni-Gehalte im Bereich der Hintergrundwerte von ca. 30 mg/kg[TS] für Chrom und 20 mg/kg[TS] für Nickel, die von der LABO (1998) ausgegeben wurden. Nur im aGr-Horizont des Bodenprofils AHR11 wurden vergleichsweise hohe Gehalte gemessen. Die ermittelten Ni-Konzentrationen betragen in den dort entnommenen Bodenproben 37 mg/kg[TS] und die Cr-Konzentrationen weisen 47 mg/kg[TS] auf.

In den Oberböden der vier Standorte sind die Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gehalte in Flussnähe deutlich höher als in den weiter entfernten Bodenprofilen (siehe Abb. 6.39). Die höchste Cu-Konzentration in den A-Horizonten wurde am Standort AHR01 mit 92 mg/kg[TS] gemessen, genau wie der höchste Zn-Gehalt (2200 mg/kg[TS]), der höchste Pb-Gehalt (3100 mg/kg[TS]) und der höchste Cd-Gehalt (9,90 mg/kg[TS]). In den M-Horizonten zeigt sich eine andere Verteilung der Messergebnisse. Die geringsten Gehalte der Elemente Kupfer, Zink, Blei und Cadmium wurden in diesem Horizont jeweils am Standort AHR12 festgestellt. Die Konzentrationen liegen sogar unterhalb der vorgegebenen Vorsorgewerte (BBODSCHV 1999).

Anzumerken ist diesbezüglich, dass am Standort AHR12 im gesamten Bodenprofil, bis auf die Zn- und Pb-Gehalte im Oberboden, sämtliche Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Konzentrationen unterhalb der jeweiligen Vorsorgewerte liegen (BBODSCHV 1999).

Während die Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gehalte in den M-Horizonten der Standorte rechts der Innerste auf vergleichbarem Niveau liegen, wurden die mit Abstand höchsten Gehalte im Bodenprofil AHR02 ermittelt. In den Bodenproben dieses Standortes wurde für den M-Horizont ein Cu-Gehalt von 67 mg/kg[TS], ein Zn-Gehalt von 1700 mg/kg[TS], ein Pb-Gehalt von 1500 mg/kg[TS] und ein Cd-Gehalt von 8 mg/kg[TS] gemessen. In den aGo-Horizonten der flussnahen Standorte (siehe Abb. A.2-31 und A.2-32) liegen die ermittelten Gehalte der vier Schwermetallelemente immer oberhalb der Konzentrationen in den M-Horizonten (siehe Abb. 6.39). Die Cu-, Zn- und Pb-Gehalte der untersten untersuchten Horizonte sind denen der M-Horizonte sehr ähnlich. Dies gilt auch für die Standorte AHR01, AHR11 und AHR12 bezüglich der Cd-Gehalte. Am Standort AHR02 weisen die Cd-Konzentrationen im untersten Horizont (aGr-Horizont) allerdings die höchsten im gesamten Bodenprofil auf (18 mg/kg[TS]).

Die Verteilungsmuster der gemessenen Nährstoffgehalte, Calcium, Magnesium, Natrium und Kalium, weisen keine Gemeinsamkeiten auf. Die Ca-Konzentrationen in den A- und M-Horizonten der Standorte AHR01, AHR02 und AHR12 unterscheiden sich vergleichsweise wenig (siehe Abb. 6.39). Am Standort AHR11 wurden in den beiden Horizonten deutlich höhere Ca-Gehalte gemessen. Im A-Horizont wurden 3100 mg/kg[TS] und im M-Horizont 3700 mg/kg[TS] ermittelt. Während die Ca-Konzentrationen in den beiden untersten erfassten Horizonten der Bodenprofile AHR02 und AHR12 auf ähnlichem Niveau, wie in den darüber liegenden Horizonten, einzuordnen sind, übersteigen sie an den Standorten der rechtsseitigen Flussaue die der oberen beiden Horizonte deutlich. Die höchsten Ca-Gehalte im Transekt wurden im aGr-Horizont (siehe Abb. A.2-33) des Bodenprofils AHR11 (4700 mg/kg[TS]) gemessen. Insgesamt sind die Ca-Konzentrationen innerhalb der allgemein geltenden Hintergrundwerte einzuordnen (KUNTZE ET AL. 1994; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Die Mg-Konzentrationen in den A-Horizonten variieren kaum (siehe Abb. 6.39). In den M-Horizonten weichen nur die Mg-Gehalte am Standort AHR02 vergleichsweise stark nach oben ab und erreichen dort 280 mg/kg[TS]. Weiterhin sind die vergleichsweise hohen Mg-Konzentrationen in den untersten erfassten Horizonten an den flussnahen Standorten auffällig. Die höchsten Gehalte im Transekt wurden im Bodenprofil AHR01 (560 mg/kg[TS]) gemessen. Nach KUNTZE ET AL. (1994) und SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2010) liegen diese Werte größtenteils unterhalb der ermittelten Hintergrundwerte für Mineralböden.

Auch die gemessenen Na- und K-Gehalte sind deutlich unterhalb der ausgegebenen Hintergrundwerte für Mineralböden einzuordnen (KUNTZE ET AL. 1994; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Die Na-Konzentrationen in den Oberböden der flussnahen Bodenprofile sind geringer als in den flussfernen Bodenprofilen. Am Standort AHR11 erreichen sie mit 91 mg/kg[TS] den höchsten Wert in den A-Horizonten. In den M-Horizonten sind die Gehalte zu den Oberböden vergleichbar. Nur am Standort AHR02 weicht der Na-Gehalt im M-Horizont (69 mg/kg[TS]) von dem des A-Horizontes (26 mg/kg[TS]) ab. In den untersten analysierten Horizonten übersteigen die Na-Konzentrationen an den flussnahen Standorten die der A- und M-Horizonte. Wie auch bei den Mg-Gehalten, wurde der höchste Na-Gehalt im aGr-Horizont des Bodenprofils AHR01 gemessen.

Vergleichbare Verteilungsmuster innerhalb der erfassten Horizonte im Transekt lassen sich bei Betrachtung der K-Gehalte nicht erkennen (siehe Abb. 6.39). Die Gehalte schwanken in den A-Horizonten zwischen 260 mg/kg[TS] (AHR01) und 99 mg/kg[TS] (AHR11). In den M-Horizonten variieren die K-Konzentrationen vergleichsweise wenig und sind auch generell niedriger als in den Oberböden. Der höchste Gehalt in den M-Horizonten wurde am Standort AHR01 (89 mg/kg[TS]) und der niedrigste am Standort AHR11 (57 mg/kg[TS]) gemessen. In den darunter liegenden Horizonten wurden noch niedrigere K-Gehalte gemessen (siehe Abb. 6.39). Eine Ausnahme stellt das Bodenprofil AHR02 dar. Hier steigen die K-Gehalte unterhalb des M-Horizontes bis auf 230 mg/kg[TS] an.

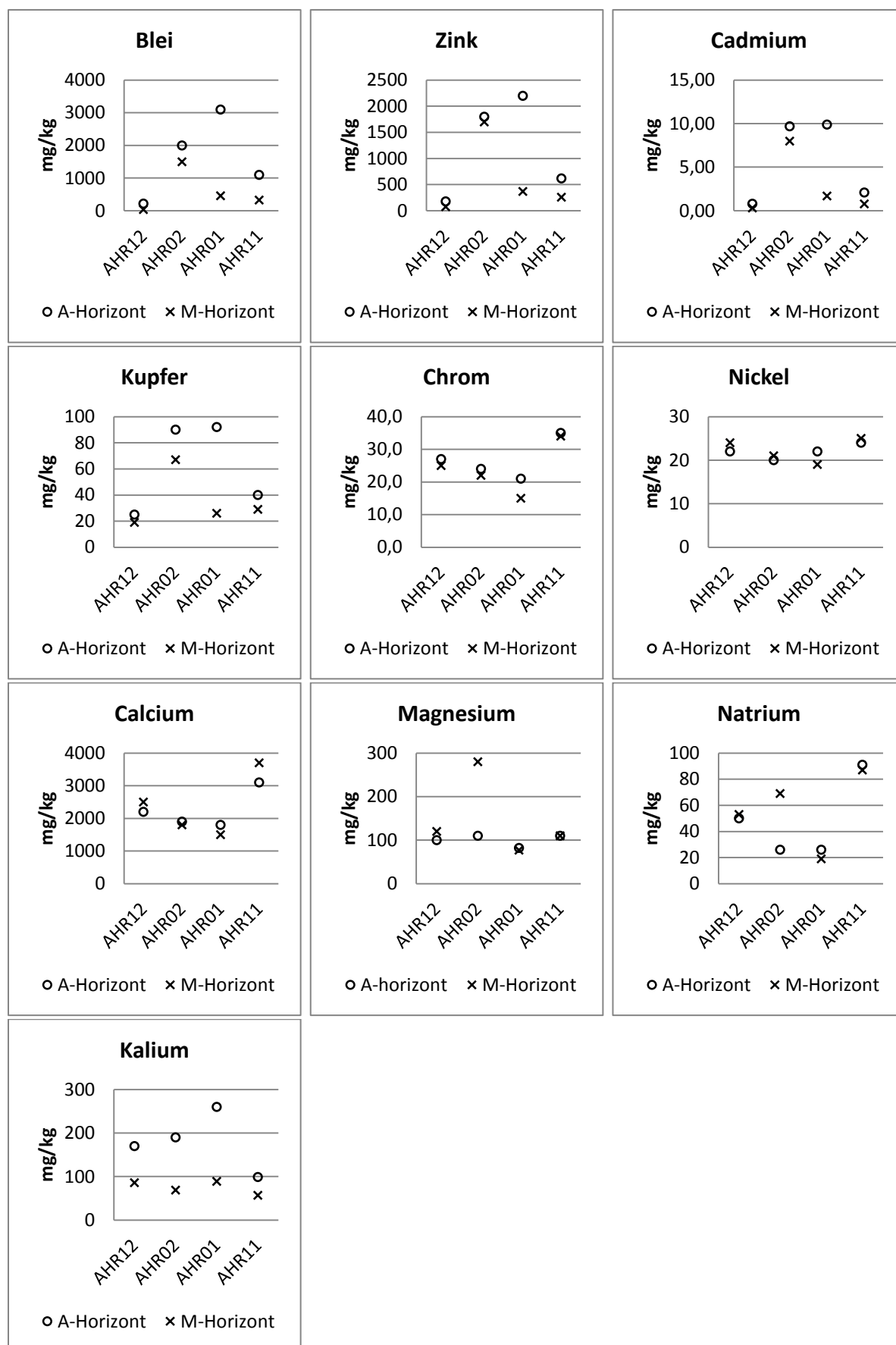


Abb. 6.39: Schwermetall- und Nährstoffkonzentrationen in Bodenproben der A- und M-Horizonte des Transektes AHR

6.2.11 Transekt „Sarstedt“

Das Transekt „Sarstedt“ bildet eine bereits angesprochene Besonderheit in der Lage der Bodenprofile (siehe Kap. 5.11). Die Platzierung der Bodenprofile richtet sich in diesem Fall nicht nach dem rezenten Flusslauf, sondern nach einem ehemaligen, durch eine Flussbegradigung abgeschnittenen und verfüllten, Flussabschnitt. Heute befindet sich an dieser Stelle eine Ackerfläche. Es wurden drei Bodenprofile erstellt. Zwei in der Nähe des ehemaligen Innerste-Verlaufs und eines auf der rechten Uferseite in weiterer Entfernung zum ehemaligen Flusslauf. Ein weiteres Bodenprofil auf der linken ehemaligen Uferseite wurde nicht angelegt, da die Distanz zum rezenten Flusslauf zu gering werden würde und der Standort damit im näheren Einflussbereich der „heutigen“ Innerste liegen würde. An diesem Transekt sollen die historischen Einflüsse der Innerste auf die Flussaue untersucht werden. Eine wichtige Anmerkung zu den Horizonten der Bodenprofile ist im Folgenden zu beachten. Im Gegensatz zu den Standorten SAR01 und SAR02 ist am Standort SAR11 kein M-Horizont auszumachen. Dem Ah-Horizont folgt unterhalb ein Bv-Horizont (siehe Abb. A.2-37).

Die ermittelten pH-Werte liegen im sehr schwach bis schwach alkalischen Bereich (SPONAGEL ET AL. 2005). Innerhalb des Transekts sind sie in allen untersuchten Horizonten sehr ähnlich verteilt. Die niedrigsten pH-Werte wurden jeweils am Standort SAR11 gemessen (siehe Tab. A.3-11). Im Ah-Horizont wurde dort ein pH-Wert von 7,27 und im Bv-Horizont ein Wert von 7,31 gemessen. Die Unterschiede der pH-Werte zwischen den Standorten SAR01 und SAR02 variieren nur gering. Die höchsten Werte in den A- und M-Horizonten wurden aber jeweils im Bodenprofil SAR01 ermittelt. Im A-Horizont wurde an diesem Standort ein pH-Wert von 8,03 und im M-Horizont von 7,94 festgestellt. Die Bodenproben aus den tieferen Horizonten zeigen, wie eingangs erwähnt, nur kleine Unterschiede zu den beiden aufliegenden Horizonten.

Bei Betrachtung aller Bodenprofile im Transekt und deren beprobter Horizonte fällt auf, dass die gemessenen Werte der elektrischen Leitfähigkeit insgesamt nur zwischen 45,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (aSd-Horizont am Standort SAR01) und 83,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Ah-Horizont am Standort SAR11) liegen. Laut HARM (2007) sind diese Werte als deutlich gering einzustufen. Die elektrischen Leitfähigkeitswerte in den A-Horizonten der Standorte SAR01 und SAR02 unterscheiden sich kaum (siehe Tab. A.3-10). Am Standort SAR01 wurde ein Wert von 52,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen. Auch in den M-Horizonten der Standorte SAR01 und SAR02 sowie dem Bv-Horizont im Bodenprofil SAR11 liegen die Werte der elektrischen Leitfähigkeit auf vergleichbarem Niveau. Der niedrigste Wert dieses Tiefenbereiches wurde am Standort SAR02 (aM-Horizont) mit 48,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen.

Die Humusgehalte der Bodenprofile sind jeweils in den A-Horizonten am höchsten (siehe Tab. A.3-10). Der mit Abstand höchste Gehalt organischer Substanz (8,63 %) wurde im Ah-Horizont des Standortes SAR11 ermittelt. Die Bodenprofile in unmittelbarer Nähe zum ehemaligen Flusslauf weisen niedrigere Gehalte auf, die sich nur wenig unterscheiden. Im Oberboden des Standortes SAR01 wurde ein Humusgehalt von 3,70 % und im Oberboden des Standortes SAR02 ein Gehalt von 3,62 % gemessen. Während der Gehalt organischer Substanz im Oberboden des Bodenprofils SAR11 demnach als stark humos einzustufen ist, liegen die Gehalte an den anderen beiden Standorten im obersten Mineralbodenhorizont noch im Mittel humosen Bereich (FIEDLER 2001). Unterhalb der A-Horizonte wurden niedrigere Humusgehalte ermittelt. Im Bv-Horizont des Bodenprofils SAR11 (5,17 %) sind die Gehalte deutlich höher als in den M-Horizonten der Bodenprofile SAR01 (2,69 %) und SAR02 (2,00 %). Auch in den tiefsten untersuchten Horizonten sind die Humusgehalte als mittel humos einzustufen (FIEDLER 2001). Die Gehalte schwanken dort nur noch zwischen 3,23 % (SAR02) und 2,27 % (SAR01).

Die Verteilungsmuster der ermittelten Kalkgehalte sind für die jeweiligen Tiefenbereiche ähnlich (siehe Tab. A.3-10). Während im Bodenprofil SAR02 alle Bodenproben der jeweiligen Horizonte als schwach carbonathaltig einzustufen sind, sind die Bodenproben der beiden ehemals rechts des Flusses gelegenen Standorte überwiegend als sehr carbonatarm zu bezeichnen (SPONAGEL ET AL. 2005). Am

Standort SAR02 steigen die CaCO_3 -Gehalte mit zunehmender Tiefe stetig und erreichen im aSd-Horizont einen Wert von 3,77 %. In den Bodenprofilen rechts des ehemaligen Flusslaufes nehmen die Kalkgehalte mit zunehmender Tiefe vorherrschend ab, sofern dies bei den geringen Differenzen zwischen den einzelnen Werten beurteilt werden kann. Eine Erklärung zu den stark unterschiedlichen Kalkgehalten zwischen den nah aneinander gelegenen Bodenprofilen SAR01 und SAR02 könnten starke Bodenumlagerungen während der technischen Maßnahmen zur Verlegung des Flusslaufes gewesen sein (siehe Kap. 5.11).

Wie auch in den zuvor beschriebenen Transekten schon häufig beobachtet, sind sich auch im Transekt „Sarstedt“ die Verteilungsmuster, nach den Tiefenabschnitten der Horizonte, der Elemente Chrom und Nickel ähnlich. Vergleichbar sind ebenfalls die Verteilungsmuster der Schwermetalle Kupfer, Zink, Blei und Cadmium (siehe Abb. 6.40). In den Oberböden wurden die höchsten Cr- und Ni-Gehalte am Standort SAR11 gemessen. Der maximale Cr-Gehalt im A-Horizont beträgt 42 mg/kg[TS] und der höchste Ni-Gehalt 31 mg/kg[TS]. Die niedrigste Cr-Konzentration im Oberboden wurde im Bodenprofil SAR02 (22 mg/kg[TS]) ermittelt, während die niedrigste Ni-Konzentration im gleichen Horizont am Standort SAR01 (23 mg/kg[TS]) festgestellt wurde. Die Cr- und Ni-Gehalte in den A-Horizonten zwischen den Standorten SAR01 und SAR02 unterscheiden sich nur wenig (siehe Abb. 6.40). In den M-Horizonten der Bodenprofile SAR01 und SAR02 und dem Bv-Horizont des Bodenprofils SAR11 wurden die höchsten Cr- und Ni-Konzentrationen ebenfalls am Standort SAR11 ermittelt. Die ermittelten Cr-Gehalte liegen bei 48 mg/kg[TS] und die Ni-Gehalte bei 31 mg/kg[TS]. Die niedrigsten Cr- und Ni-Gehalte in diesen Horizonten wurden jeweils am Standort SAR02 festgestellt. Mit einer Cr-Konzentration von 13 mg/kg[TS] und einer Ni-Konzentration von 19 mg/kg[TS] sind dies auch die niedrigsten gemessenen Gehalte im Transekt. Nach den Angaben der LABO (1998) sind die Cr-Gehalte größtenteils im Bereich der Hintergrundwerte einzuordnen, während die Ni-Gehalte überwiegend darüber liegen. Allerdings sind die gemessenen Ni-Konzentrationen noch deutlich unterhalb der Vorsorgewerte (BBODSCHV 1999) einzustufen. Die Cr- und Ni-Gehalte in den untersten Horizonten der Bodenprofile befinden sich generell in derselben Größenordnung.

In den A-Horizonten der drei Bodenprofile sind die analysierten Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gehalte meist höher als in den unterhalb anschließenden Horizonten. Nur am Standort SAR11 lassen sich teils keine oder nur geringe Unterschiede zwischen den jeweiligen Gehalten in Ah- und Bv-Horizont beobachten (siehe Abb. 6.40). In den A-Horizonten wurden die höchsten Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gehalte im Oberboden des Bodenprofils SAR02 gemessen. Die Ergebnisse der Messungen ergaben für Kupfer 120 mg/kg[TS], für Zink 2900 mg/kg[TS], für Blei 3700 mg/kg[TS] und für Cadmium 15 mg/kg[TS]. Die jeweils niedrigsten Konzentrationen wurden im A-Horizont des Standortes SAR11 ermittelt. Dies sind für Kupfer 33 mg/kg[TS], für Zink 350 mg/kg[TS], für Blei 350 mg/kg[TS] und für Cadmium 2 mg/kg[TS]. In den M-Horizonten der Bodenprofile SAR01 und SAR02 und dem Bv-Horizont des Bodenprofils SAR11 wurden die höchsten Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Konzentrationen ebenfalls am Standort SAR02 festgestellt. Wie erwähnt, sind diese Gehalte mit 83 mg/kg[TS] Kupfer, 2800 mg/kg[TS] Zink, 3200 mg/kg[TS] Blei und 13 mg/kg[TS] Cadmium deutlich niedriger als in den A-Horizonten. Auffällig ist, dass die Cu-Gehalte im aM-Horizont im Bodenprofil SAR01 und im Bv-Horizont des Standortes SAR11 die Vorsorgewerte nach BBODSCHV (1999) unterschreiten. Im aM-Horizont des Bodenprofils SAR01 gilt dies auch für die Zn-Gehalte. In den beiden untersten untersuchten Horizonten der rechts des ehemaligen Flusslaufes lokalisierten Bodenprofile liegen sogar alle ermittelten Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gehalte unterhalb der Vorsorgewerte (BBODSCHV 1999), obwohl sie in diesen Horizonten am Standort SAR02 die überwiegend höchsten Werte aufweisen und die Vorsorgewerte deutlich überschreiten.

Der Unterschied zwischen den Verteilungsmustern der Element-Gruppen Chrom und Nickel sowie Kupfer, Zink, Blei und Cadmium wird besonders durch die höchsten Messergebnisse in den M-Horizonten der Bodenprofile hervorgehoben. Während für Chrom und Nickel die höchsten Gehalte

überwiegend am Standort SAR11 festgestellt wurden, ergaben die Analysen die höchsten Konzentrationen an Kupfer, Zink, Blei und Cadmium in den jeweiligen Horizonten des Bodenprofils SAR02 (siehe Abb. 6.40).

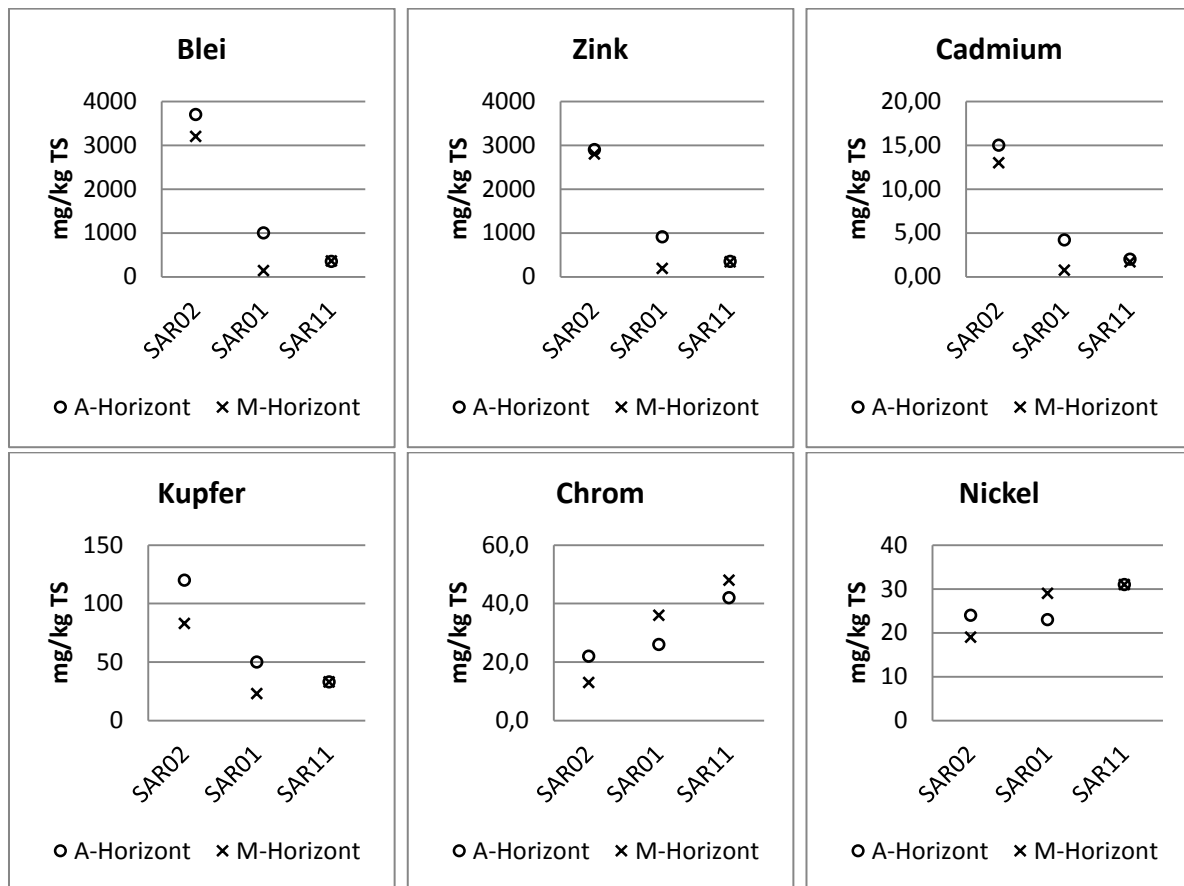


Abb. 6.40: Schwermetallkonzentrationen in Bodenproben der A- und M-Horizonte des Transektes SAR. Am Standort SAR11 ist anstatt des M-Horizonts ein Bv-Horizont vorzufinden.

6.2.12 Zusammenfassung: Schwermetall- und Nährstoffgehalte in den Querprofilen

Die Gehalte der Elemente Cu, Zn, Pb und Cd übersteigen die Vorsorgewerte (BBODSCHV 1999) in den häufigsten Fällen. Die Ni- und Cr-Konzentrationen liegen meist im Bereich der Hintergrundwerte (LABO 1998). Auch in den Verteilungen im Querprofil unterscheiden sich diese beiden Gruppen von Schwermetallen deutlich. Die Verteilungen von Cu, Zn, Pb und Cd weisen große Ähnlichkeiten auf. Auch die Verteilungen von Ni und Cr ähneln sich größtenteils sehr. Das Verteilungsmuster weicht aber in den meisten Fällen sehr deutlich von dem der Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gehalte ab.

Die Verteilungen der Ca-, Mg-, Na- und K-Konzentrationen lassen nur wenige Gemeinsamkeiten erkennen. Einzelne Elemente weisen immer wieder unterschiedliche Verteilungen der Gehalte im Vergleich zu den weiteren Nährelementen auf.

6.3 Korngrößenverteilung

Die Ergebnisse der Analyse des Korngrößenspektrums werden nach Transekten gegliedert dargestellt. Die Beprobung wurde nach Horizonten durchgeführt. Bei der Untersuchung wurden nur die Feinbodenfraktionen einbezogen, da diese für die Verlagerung der Schwermetallkonzentrationen innerhalb der Flussaue die größte Bedeutung aufweisen (HERMS & BRÜMMER 1984; HORNBURG & BRÜMMER 1993; HILLER & BRÜMMER 1995; FRANKE & NEUMEISTER 2000). Eine quantitativ vergleichbare Erfassung der Grobbodenfraktionen wurde nicht vorgenommen.

Allgemein nehmen vom Oberlauf zum Unterlauf eines Flusses die abgelagerten Kornfraktionen, aufgrund der sinkenden Fließgeschwindigkeit, an Größe des Durchmessers ab (ZEPP 2002; AHNERT 2003; LESER 2009; STAHR ET AL. 2012). Ebenso werden mit steigender Entfernung zum Fluss, z.B. bei Hochwasserereignissen, immer feinere Partikel abgelagert. Auch das ist auf die abnehmende Fließgeschwindigkeit zurückzuführen (ZEPP 2002; AHNERT 2003; LESER 2009; STAHR ET AL. 2012). Diese Erkenntnisse lassen sich auch auf das Untersuchungsgebiet übertragen. Besonders entlang des Unterlaufes der Innerste kommt es beim Vergleich der einzelnen Bodenprofile in den jeweiligen Transekten häufiger zu leichten Differenzen zwischen den Verteilungen der Korngrößenfraktionen (siehe Anhang A.6a und A.6b).

Wie zu erwarten, überwiegen in den Bodenprofilen der südlichsten Transekte die groben Feinbodenfraktionen deutlich. In den Bodenprofilen des Transekts „Langelsheim“ nehmen die Sandfraktionen einen Anteil von über 80 % ein. Abgesehen vom Oberboden, liegt der Sandanteil am Standort LAN01 sogar weit über 90 %, dabei überwiegen die Grob- und Mittelsandfraktionen (siehe Tab. A.6a-1 und Abb. A.6b-1).

Besonders in den untersten beprobten Horizonten wurden Sandanteile von weit über 70 % gemessen. Doch auch im A-Horizont des Standortes PAL01 erreicht der Anteil der Sandfraktion einen Wert von 89,46 %, im Oberboden des Bodenprofils PAL02 nehmen die Schluff- und Tonfraktionen bereits einen Anteil von über 40 % ein. In den oberen Horizonten der flussfern gelegenen Bodenprofile liegen die Sandanteile am Standort PAL11 unter 50 % und am Standort PAL12 sogar unter 40 %. Besonders auffällig ist auch der vergleichsweise hohe Tonanteil in den aM-Horizonten und dem aSw-Horizont am Standort PAL12. Während dort im aMc-Horizont ein Tonanteil von 17,42 % ermittelt wurde, liegen die Tonanteile in den Proben der drei weiteren Profile dieses Transekts unter 4 % (siehe Tab. A.6a-2 und Abb. A.6b-2).

In den flussnahen Bodenprofilen des Transekts „Othfresen“ nehmen die Schluff- und Tonfraktionen in den tiefsten erfassten Horizonten (aGw-Horizont am Standort OTH01 und aGr-Horizont am Standort OTH02) nur einen äußerst geringen Anteil, von unter 3 %, ein. Mit 67,32 % am Standort OTH01 und 77,48 % am Standort OTH02 ist die Grobsandfraktion besonders stark vertreten. In den darüber liegenden Horizonten wurden allerdings nur noch Grobsandanteile von unter 7 % gemessen. In der Sandfraktion überwiegen in diesen Horizonten die Feinsande. Schluff- und Tonanteile in den flussnahen Bodenprofilen ergeben zusammengekommen Werte bis über 40 %, wobei der höchste Tonanteil im aGw-Horizont des Bodenprofils OTH02 mit 4,20 % ermittelt wurde. Am Standort OTH11 nehmen die Tonfraktionen Anteile bis zu 13,05 % (jCv-Horizont) ein. Die Schlufffraktionen weisen die größten Gehalte in den Böden dieses Standortes auf. Nur im jC-Horizont sind die Anteile der Schluff- und Sandfraktionen vergleichbar. Bei den Sandfraktionen stechen die hohen Grobsandgehalte hervor (siehe Tab. A.6a-3 und Abb. A.6b-3).

In den vom Grundwasser beeinflussten Horizonten der flussnahen Bodenprofile des Transekts „Baddeckenstedt“ sind die Sande mit weit über 50 %, am Standort BAD02 im aGo-Horizont sogar bis knapp 80 %, am Aufbau des Bodens beteiligt. Hierbei spielen die Mittel- und Feinsande die größte Rolle, während die Anteile der Grobsande unter 4 % betragen. In Ah- und aM-Horizont des Standortes BAD02 dominieren allerdings die Schluff- und Tonfraktionen. Mit 5,84 % erreicht der Tonanteil im aM-Horizont dieses Bodenprofils den höchsten gemessenen Wert des gesamten Transekts. Am Standort BAD12 dominieren die Feinsande die Sandfraktionen in allen analysierten Horizonten. Unter den Schluffen nehmen die Grobschluffe die größten Anteile ein. Zusammen betragen die Anteile von Feinsand und Grobschluff in den jeweiligen Horizonten dieses Standortes stets deutlich über 50 %. Die Anteile von Grob- und Mittelsanden sind an diesem flussferneren Standort also merklich geringer als an den flussnahen Bodenprofilen (siehe Tab. A.6a-4 und Abb. A.6b-4).

Im Gegensatz zu den vorher betrachteten Transekten sind die Tongehalte in den tiefsten analysierten Horizonten der flussnahen Standorte im Transekt „Grasdorf“ besonders hoch. Im Sd-Horizont

des Bodenprofils GRA01 wurde ein Tonanteil von 13,01 % und im Bodenprofil GRA02 von 14,16 % festgestellt. Auch die Anteile der Sandfraktionen sind in den Sd-Horizonten dieser beiden Standorte vergleichsweise gering (16,18 % am Standort GRA01). Im Bereich des Oberbodens und der M-Horizonte der flussnahen Bodenprofile nehmen die Sandfraktionen erneut große Anteile ein. Am Standort GRA02 liegen diese über 60 % und am Standort GRA01 bei knapp 50 % und darüber. Der flussferne Standort GRA11 ist durch seine extrem hohen Anteile von Grob- und Mittelsand gekennzeichnet. Zusammen ergeben diese einen Anteil von fast 90 %. Im Oberboden und den vom Grundwasser beeinflussten Horizonten wurde die Schlufffraktion am häufigsten erfasst. Der höchste Tongehalt wurde mit 6,66 % im Ah-Horizont gemessen (siehe Tab. A.6a-5 und Abb. A.6b-5).

Bis auf den aGo-Horizont im Bodenprofil HEI01 sind in allen untersuchten Horizonten der flussnahen Bodenprofile dieses Transekts Sandanteile von über 50 % zu verzeichnen. Der Anteil der Grobsandfraktion bleibt dabei bis auf einen M-Horizont des Standortes HEI02 gering. Der angesprochene Horizont weist einen Sandanteil von ca. 94 % auf, wobei der Mittelsand anteilmäßig überwiegt aber auch der Grobsand einen Anteil von 26,72 % aufweist. Die Tongehalte in den Böden der flussnahen Standorte liegen unter 5 % (siehe Tab. A.6a-6 und Abb. A.6b-6).

In den A- und M-Horizonten der flussfernen Standorte überwiegen die Schluffgehalte. Im Bodenprofil HEI12 zeigt sich ein anderes Bild in den vom Grundwasser beeinflussten Horizonten. Dort liegen die Sandanteile, in den tiefsten erfassten Bereichen, bei über 80 %. Das Bodenprofil HEI11 auf der rechten Seite der Flussaue weist im aGo-Horizont allerdings einen Sandanteil von deutlich unter 40 %. Hier dominiert, wie in den darüber befindlichen Horizonten, die Schlufffraktion (siehe Tab. A.6a-6 und Abb. A.6b-6).

Im Transekt „Roter Stein“ lässt sich eine deutliche Abnahme der Sandfraktion im Gegensatz zu den flussaufwärts lokalisierten Transekten erkennen. In den erstellten Bodenprofilen wurden, außer in den M-Horizonten am Standort ROT01, Sandanteile von zumeist unter 30 % gemessen (siehe Tab. A.6a-7 und Abb. A.6b-7). Die mit Abstand größten Anteile in den übrigen Horizonten werden von den Schlufffraktionen eingenommen. Dabei überwiegen in vielen Fällen die Grobschluffanteile. Ein weiterer Unterschied zu den flussaufwärtigen Transekten stellen auch die vergleichsweise hohen Tonanteile, besonders in den tieferen Horizonten, dar. Diese betragen in einigen Horizonten, z.B. im aSd-Horizont am Standort ROT22 und im aGo-Horizont am Standort ROT01, zwischen 9 % und 10 % (siehe Tab. A.6a-7 und Abb. A.6b-7).

Die Bodenprofile in Transekt „Steuerwald“ weisen im flussnahen Bereich, bis auf die A-Horizonte, in allen Horizonten Sandgehalte unter 40 % auf. In den A-Horizonten liegen sie leicht über 40 %. Die am häufigsten gemessenen Korngrößen in den Bodenprofilen STE01 und STE02 sind die Schlufffraktionen. In den flussfernen Bodenprofilen sind die Anteile an Sand geringer und betragen in allen Horizonten unter 20 %. Nur im Oberboden am Standort STE12 wurde noch ein Sandanteil von 26,64 % ermittelt. Die Anteile der Schluffe sind noch ausgeprägter als in den flussnahen Böden. Dagegen sind die Grobsandanteile in den flussfernen Bodenprofilen nur noch minimal. Der Grobsandanteil von 2,2 % im Oberboden des Standortes STE11 stellt dabei den mit Abstand höchsten gemessenen Wert dar (siehe Tab. A.6a-8 und Abb. A.6b-8). Alle Bodenprofile des Transektes weisen aber vergleichsweise hohe Tongehalte auf. Diese steigen in der Regel mit zunehmender Tiefe an. Beispielsweise liegen die Werte im aGr-Horizont am Standort STE01 bei 11,84 % und im aSw-Horizont des Standortes STE11 bei 10,81 %.

Im Transekt „Hasede“ lassen sich ähnliche Ergebnisse beobachten. Die Sandgehalte liegen im flussnahen Bereich zwischen 30 % bis knapp über 40 %. Insgesamt lassen sich in mehreren Horizonten Grobsandanteile von über 10 % erkennen. Im flussfernen Bodenprofil HAS12 dagegen wurden erneut äußerst geringe Grobsandanteile (maximal 1,8 %) gemessen. Der maximale Gesamtsandanteil wurde im M-Horizont festgestellt und liegt bei etwa 14,4 %. Die Sandanteile in den übrigen Horizonten weisen Werte über 10 % auf. Anteilmäßig sind die Schlufffraktionen zum größten Teil am Aufbau

des Bodens an diesem Standort beteiligt (siehe Tab. A.6a-9 und Abb. A.6b-9). Im Gegensatz zu den flussnahen Bodenprofilen wurden am Standort HAS12 in den jeweiligen Horizonten höhere Tongehalte gemessen. Mit 14,39 % wurden die höchsten Tongehalte im aGo-Horizont des Bodenprofils HAS12 ermittelt.

Die Bodenprofile im Transekt „Ahrbergen“ zeigen in Flussnähe wieder höhere Sandanteile als in den flussfernen Standorten. Dabei fallen besonders die vergleichsweise hohen Grobsandanteile, im aM-Horizont am Standort AHR01 bis über 29,3 %, ins Auge. In diesem Horizont wurde auch der höchste Gesamtsandanteil gemessen (66,72 %). In den übrigen Horizonten der flussnahen Bodenprofile liegen die Anteile der Sandfraktion zwischen 30 % und 40 % oder leicht darüber (siehe Tab. A.6a-10 und Abb. A.6b-10). In diesen Horizonten überwiegen die Schlufffraktionen und die Tonanteile schwanken zwischen 5,4 % (AHR02, Gr-Horizont) und 9,91 % (AHR01, Gr-Horizont). In den flussfernen Bodenprofilen wurden noch höhere Tongehalte gemessen, teilweise über 10 %. Die Sandanteile liegen in den meisten Horizonten unter 20 %. Das bedeutet, die Schlufffraktionen nehmen teilweise Anteile von über 90 % ein. Die häufigsten Bestandteile des Schluffs bilden Grob- und Mittelschluff (siehe Tab. A.6a-10 und Abb. A.6b-10).

Einer der höchsten Tonanteile wurde im aSw-Horizont des Bodenprofils SAR01 ermittelt. An diesem Standort schwanken die Anteile zwischen 9,81 % (Ap-Horizont) und 14,33 % (aSw-Horizont). Die Anteile der Sandfraktion erreichen nur im tiefsten beprobten Horizont über 20 %. Demzufolge überwiegen erneut die Schlufffraktionen. Am Standort SAR11 zeigt sich ein ähnliches Bild. Hier wurden für alle Horizonte Sandanteile von unter 15 % ermittelt. Nur in den von Stauwasser beeinflussten Horizonten wurden Tonanteile von 9,77 % und 11,87 % gemessen (siehe Tab. A.6a-11 und Abb. A.6b-11). Am Standort SAR02 liegen die Sandanteile in allen Horizonten über 20 %. Im aM-Horizont sogar bei 43,71 %. Die Tone nehmen hier aber deutlich unter 10 % ein, sodass zum wiederholten Male die Schluffe die bestimmenden Fraktionen am Aufbau des Bodens bilden (siehe Tab. A.6a-11 und Abb. A.6b-11).

6.4 Pflanzenverfügbare Schwermetallfraktionen

Die Messungen der pflanzenverfügbaren Fraktionen der Schwermetalle Chrom, Kupfer, Nickel, Zink, Blei und Cadmium wurden zur Deutung der ökologischen Relevanz der Schwermetalle durchgeführt. Für die Messungen wurde eine Stichprobe aus der Gesamtprobenmenge genutzt (siehe Kapitel 4.2.6.2). Eine genaue Bestimmung der Feststoffkonzentrationen mittels Ammoniumnitrat-Aufschluss war allerdings in den meisten Fällen nicht möglich, da die Konzentrationsgrenze des Flammen-AAS unterschritten wurde (siehe Tab. 6.1). Die ermittelten Werte von Chrom, Nickel und Kupfer liegen alle unterhalb der Konzentrationsgrenzen ($\text{Cr} < 2,5 \text{ mg/kg[TS]}$, $\text{Ni} < 1,5 \text{ mg/kg[TS]}$, $\text{Cu} < 3,0 \text{ mg/kg[TS]}$). Die Elemente Blei und Cadmium übersteigen in den M-Horizont-Proben des Standortes STE12 die Konzentrationsgrenzen. Es wurden ein Bleigehalt von $2,4 \text{ mg/kg[TS]}$ und ein Cadmiumgehalt von $0,34 \text{ mg/kg[TS]}$ ermittelt. Im M-Horizont des Standortes SAR02 wurde ein Cadmiumgehalt gleichen Betrages gemessen.

Die Feststoffkonzentrationen von Zink weisen eine größere Variabilität auf. Hier liegen lediglich die Gehalte der Proben des Standortes AHR12 unterhalb der Konzentrationsgrenze des Flammen-AAS (siehe Tab. 6.1). Konzentrationen $> 4,0 \text{ mg/kg[TS]}$ wurden in den Proben der Standorte GRA11 (A-Horizont) und STE12 (M-Horizont) gemessen.

Zur Einordnung der mobilen Fraktionen dienen die Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSCHV (1999). Für Ackerbauflächen wurde bei Extraktionsverfahren mit Ammoniumnitrat für mobile Cd-Konzentrationen ein Maßnahmenwert von $0,1 \text{ mg/kg[TS]}$ angegeben (BBodSCHV 1999). Außerdem wurden Prüfwerte für pflanzenverfügbare Pb-Gehalte von $0,1 \text{ mg/kg[TS]}$ sowie für pflanzenverfügbare Zn-Gehalte von 2 mg/kg[TS] festgelegt (BBodSCHV 1999). Demnach werden die Prüf- und Maßnahmenwerte in einzelnen Fällen nachweislich überschritten.

Da die ausgegebenen Prüf- und Maßnahmenwerte häufig unterhalb der Konzentrationsgrenzen des Flammen-AAS liegen, das betrifft auch die Prüfwerte für Ni (1 mg/kg[TS]) und Cu (1,5 mg/kg[TS])

Tab. 6.1: Pflanzenverfügbare Schwermetallgehalte ausgewählter Bodenproben

Element	Standort/ Horizont	Feststoffkonzentration [mg/kg]	Element	Standort/ Horizont	Feststoffkonzentration [mg/kg]
Cr	AHR12 A	< 2,5	Ni	AHR12 A	< 1,5
Cr	AHR12 M	< 2,5	Ni	AHR12 M	< 1,5
Cr	GRA11 A	< 2,5	Ni	GRA11 A	< 1,5
Cr	GRA11 M	< 2,5	Ni	GRA11 M	< 1,5
Cr	HAS12 A	< 2,5	Ni	HAS12 A	< 1,5
Cr	HAS12 M	< 2,5	Ni	HAS12 M	< 1,5
Cr	ROT22 A	< 2,5	Ni	ROT22 A	< 1,5
Cr	ROT22 M	< 2,5	Ni	ROT22 M	< 1,5
Cr	SAR02 A	< 2,5	Ni	SAR02 A	< 1,5
Cr	SAR02 M	< 2,5	Ni	SAR02 M	< 1,5
Cr	STE12 A	< 2,5	Ni	STE12 A	< 1,5
Cr	STE12 M	< 2,5	Ni	STE12 M	< 1,5

Element	Standort/ Horizont	Feststoffkonzentration [mg/kg]	Element	Standort/ Horizont	Feststoffkonzentration [mg/kg]
Cu	AHR12 A	< 3,0	Zn	AHR12 A	< 0,20
Cu	AHR12 M	< 3,0	Zn	AHR12 M	< 0,20
Cu	GRA11 A	< 3,0	Zn	GRA11 A	4,30
Cu	GRA11 M	< 3,0	Zn	GRA11 M	3,10
Cu	HAS12 A	< 3,0	Zn	HAS12 A	2,90
Cu	HAS12 M	< 3,0	Zn	HAS12 M	0,40
Cu	ROT22 A	< 3,0	Zn	ROT22 A	0,39
Cu	ROT22 M	< 3,0	Zn	ROT22 M	0,87
Cu	SAR02 A	< 3,0	Zn	SAR02 A	2,60
Cu	SAR02 M	< 3,0	Zn	SAR02 M	3,10
Cu	STE12 A	< 3,0	Zn	STE12 A	3,80
Cu	STE12 M	< 3,0	Zn	STE12 M	4,10

Element	Standort/ Horizont	Feststoffkonzentration [mg/kg]	Element	Standort/ Horizont	Feststoffkonzentration [mg/kg]
Pb	AHR12 A	< 1,5	Cd	AHR12 A	< 0,25
Pb	AHR12 M	< 1,5	Cd	AHR12 M	< 0,25
Pb	GRA11 A	1,5	Cd	GRA11 A	< 0,25
Pb	GRA11 M	< 1,5	Cd	GRA11 M	< 0,25
Pb	HAS12 A	< 1,5	Cd	HAS12 A	< 0,25
Pb	HAS12 M	< 1,5	Cd	HAS12 M	< 0,25
Pb	ROT22 A	< 1,5	Cd	ROT22 A	< 0,25
Pb	ROT22 M	< 1,5	Cd	ROT22 M	< 0,25
Pb	SAR02 A	< 1,5	Cd	SAR02 A	< 0,25
Pb	SAR02 M	< 1,5	Cd	SAR02 M	0,34
Pb	STE12 A	< 1,5	Cd	STE12 A	< 0,25
Pb	STE12 M	2,4	Cd	STE12 M	0,34

(BBodSchV 1999), müssten weitere Untersuchungen folgen, die eine genaue Einordnung der Ergebnisse ermöglichen. Für das Element Chrom werden keine Prüf- oder Maßnahmenwerte in der BBodSchV (1999) angegeben. Im weiteren Verlauf wird deshalb Bezug auf die Elemente genommen, die verwertbare Ergebnisse bieten.

7 Diskussion und Schlussfolgerungen

Bei der Diskussion wird besondere Aufmerksamkeit auf die gemessenen Schwermetallgesamtkonzentrationen gelegt. Die Ergebnisse der Nährstoffanalysen werden unterstützend einbezogen.

Um die Auswirkungen der verschiedenen Landnutzungsarten auf den Schwermetall- und Nährstoffhaushalt der Innersteaue erfassen zu können, müssen weitere Faktoren, wie z.B. die Mobilität

der Schwermetalle und das Sedimentationsverhalten der belasteten Schwebefrachten im Gewässer, einbezogen werden. Die Diskussion der Analyseergebnisse bezieht sich in erster Linie auf die Daten der A- und M-Horizonte, da die Vergleichbarkeit der tieferen Bodenhorizonte nicht transektübergreifend gegeben ist (siehe hierzu auch Kapitel 6).

7.1 Die Mobilität der Elemente im Boden

Die Mobilität der Schwermetalle in Böden hängt von mehreren Faktoren ab. Der pH-Wert, der Tongehalt sowie der Gehalt organischer Substanz sind hierbei besonders hervorzuheben (KUNTZE & HERMS 1986; HORNBURG & BRÜMMER 1993; GRUNEWALD 1994; HORNBURG ET AL. 1995; ZELEN 1995; HILLER & BRÜMMER 1997; GRUNEWALD 1997; SCHULTE & BLUM 1997; ALLOWAY 1999; FRANKE & NEUMEISTER 2000; DINKELBERG ET AL. 2000; KUDJELKA ET AL. 2002; WILCKE ET AL. 2005; VAN DER PERK 2006; BRADY & WEIL 2008; MARTINEZ-MARTINEZ ET AL. 2010; BLUME ET AL. 2011A).

Bei der Mobilität von Schwermetallen sind drei Gruppen zu unterscheiden. Der immobile Anteil der Schwermetalle im Boden ist sehr stark an Tonminerale, Humus oder Metalloxide gebunden. Die Elemente sind zum Teil auch fest in dem Kristallverband der Minerale eingebaut (BUNDESVERBAND BODEN 2000; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Die immobile Fraktion nimmt häufig einen großen Anteil des gesamten Schwermetallgehaltes im Boden ein und ist daher über einen sehr langen Zeitraum nicht pflanzenverfügbar (KUDJELKA ET AL. 2002). Die genannten Faktoren, welche die Mobilität der Elemente steuern, wirken besonders auf die Gruppe der mobilisierbaren Schwermetalle ein. In dieser Gruppe wird zwischen spezifischer und unspezifischer Adsorption unterschieden (BUNDESVERBAND BODEN 2000; BLUME ET AL. 2011A). „Die spezifische Sorption der Schwermetalle beruht auf der Bildung innersphärischer Komplexe von Metallhydroxiden“ (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010: 463). Diese Art der Bindung findet besonders bei hohen pH-Werten statt und ist vergleichsweise stärker als bei der unspezifischen Adsorption, welche eher bei niedrigeren pH-Werten vorliegt (BLUME ET AL. 2011A). „Bei der unspezifischen Sorption werden die Metallkationen elektrostatisch an Kationenaustauscher gebunden. Sie liegen dann in einer durch Alkali- und Erdalkali-Ionen austauschbaren, pflanzenverfügbaren Form vor“ (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010: 463). Die mobile Fraktion ist bereits in der Bodenlösung vorhanden und damit für die Pflanzen verfügbar. Außerdem werden zu dieser anteilmäßig kleinen Fraktion häufig noch die leicht adsorbierten Elemente hinzugezählt (BUNDESVERBAND BODEN 2000; KUDJELKA ET AL. 2002).

7.1.1 Der Einfluss des pH-Wertes

Der pH-Wert hat einen besonders großen Einfluss auf die Bindung der Schwermetalle an die Bodenkolloide und Minerale (KUNTZE & HERMS 1986; VAN DER PERK 2006; BRADY & WEIL 2008; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Untersuchungen zur Auswirkung des pH-Wertes auf die Mobilität von Schwermetallen und Nährstoffen in Böden wurden u.a. durch MAYER (1978), HERMS & BRÜMMER (1984), HORNBURG & BRÜMMER (1993), HILLER & BRÜMMER (1995), HILLER & BRÜMMER (1997) und KUDJELKA ET AL. (2002) vorgenommen. Der pH-Wert hat hauptsächlich Einfluss auf das Bindungsvermögen der Schwermetalle an Tonminerale, Eisen- und Manganhydroxide und -oxide sowie an organische Substanz (FELDWISCH 2004). Besonders die Fraktion der mobilisierbaren Schwermetalle wird von dem vorhandenen pH-Wert gesteuert (KUNTZE ET AL. 1994; KUDJELKA ET AL. 2002). Zur Beantwortung der Fragestellung sind Kenntnisse über die Schwermetallmobilität sehr wichtig, da durch die Aufnahme in Pflanzen oder Eluviation die Konzentrationen in den Böden beeinflusst werden können (siehe hierzu u.a. ERNST ET AL. 2004). Die Lösung der verschiedenen Schwermetalle findet bei unterschiedlichen pH-Werten statt. HORNBURG & BRÜMMER (1993) geben folgende Abfolge der Mobilisierung von, auch in diesem Projekt analysierten, Schwermetallen bei sinkendem pH-Wert an. Im Bereich vom pH-Wert 7,5 sind die Schwermetalle stark an die Bodenkolloide gebunden und dementsprechend kaum mobil.

Die Mobilität von Cd steigt ab einem pH-Wert von 6,5. Mit weiter sinkendem pH-Wert nimmt auch die Mobilität von Zn (5,3), Cu (4,5) und schließlich Pb (3,5) zu (HORNBERG & BRÜMMER 1993).

Auch das Bindungsverhalten der weiteren analysierten Nährstoffe Ca, Mg, Na und K hängt stark von der Bodenreaktion ab. Die H^+ -Ionen-Konzentration beeinflusst somit auch die Pflanzenverfügbarkeit von Nährstoffen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Bei kleiner werdendem pH-Wert sind immer weniger basische Kationen an Tonmineralen und Huminstoffen gebunden (KUNTZE ET AL. 1994; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010; GLAWION ET AL. 2012). In der Regel sind die niedrigsten pH-Werte im Oberboden auszumachen, was u.a. auf die größeren Anteile organischer Substanz zurückzuführen ist. Die in diesem Bereich freigesetzten Huminsäuren bewirken eine Absenkung des pH-Wertes. Weitere Einflüsse bilden auch Niederschläge, Kalkauswaschung und Bodenatmung (KUDJELKA ET AL. 2002; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010; GEBHARDT ET AL. 2011). In den Flussauen sind sehr häufig Gley-Böden anzutreffen. Der Einfluss des Grundwassers in diesen Böden wirkt sich ebenfalls auf den pH-Wert aus. Unter diesen reduzierenden Bedingungen kommt es im Regelfall zu einer Erhöhung des pH-Wertes im Gegensatz zu den darüber liegenden Horizonten, in denen oxidative Prozesse vorherrschen (ALLOWAY 1999).

Auch bei Betrachtung der Analyseergebnisse fällt auf, dass die pH-Werte in den A-Horizonten niedriger sind als in den M-Horizonten. Mit zunehmender Tiefe kommt es an einigen Standorten allerdings zu Abweichungen. Ein besonders niedriger pH-Wert im Vergleich zum Oberboden (7,74) wurde im aGr-Horizont am Standort GRA11 (5,7) gemessen. Hier liegen auch die pH-Werte des aSw- und des aGo-Horizontes leicht unterhalb des pH-Wertes im Oberboden (siehe Tab. A.3-5). Dieses Bodenprofil wurde in der Nähe eines ehemaligen Bahndammes angelegt. Eine Beeinflussung durch frühere, anthropogene Bodenumlagerungen könnte ein Erklärungsansatz für diese Gegebenheit sein. An den Standorten PAL, STE, HAS und AHR lässt sich allerdings ebenfalls erkennen, dass in einzelnen Bodenprofilen die pH-Werte im Unterboden deutlich niedriger liegen als im Oberboden (siehe Anhang A.3). In der Regel betrifft dies die Gr-Horizonte, weshalb die Vorgabe nach ALLOWAY (1999) nicht für alle Bodenprofile im Untersuchungsgebiet bestätigt werden kann.

In den A- und M-Horizonten schwanken die gemessenen pH-Werte weniger stark. Die Werte liegen zwischen 6,33 (LAN01) und 8,03 (SAR01) in den A-Horizonten und zwischen 7,28 (HAS12) und 8,21 (AHR02) in den direkt anschließenden M-Horizonten (siehe Anhang A.3). Von einem bedeutenden Einfluss auf die Schwermetallgehalte durch geringe pH-Werte ist in der Flussaue der Innerste nicht auszugehen. Laut HORNBERG & BRÜMMER (1993) besteht für die A- und M-Horizonte der Innersteau lediglich die Möglichkeit zur merklichen Cd-Mobilisierung. Dies gilt hauptsächlich für die nahe am Harz liegenden Transekte, da dort pH-Werte im Bereich von 6,5 und darunter festgestellt wurden. Nördlich des Transekt PAL ist nur noch mit äußerst geringem Einfluss durch den pH-Wert zu rechnen. Dies gilt im Übrigen auch für die Ca-, Mg-, Na- und K-Gehalte. Da die pH-Werte um den neutralen Bereich einzustufen sind, ist nicht von einer Verdrängung durch H^+ -Ionen an den Ton-Humus-Komplexen auszugehen (KUNTZE ET AL. 1994; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Die leicht ansteigenden pH-Werte vom Harzrand bis zur Mündung lassen sich auch durch den Wechsel des anstehenden Gesteins erklären. Während im Nordwest-Harz hauptsächlich Grauwacke ansteht, ein sehr quarzhaltiges Sedimentit (LESER 2010; LIESSMANN 2010), sind die geologischen Formationen im anschließenden Flussabschnitt bis Baddeckenstedt von Kalk- und Tonsteinen geprägt (FAASCH ET AL. 2001) (siehe Kapitel 3.1.2). Die ufernahen Bodenprofile an den Standorten LAN, PAL und OTH weisen vergleichsweise geringe Kalkgehalte auf. In den Transekten PAL und OTH wurden in den flussfernen Bodenprofilen höhere Kalkgehalte ermittelt (Abb. A.3-2 und A.3-3). Die Sedimentation kalkärmerer Materials aus dem Harz in Ufernähe bietet einen Erklärungsansatz für die Messergebnisse. Der flussnahe Bereich wird wesentlich häufiger auch durch weniger starke Überflutungen beeinflusst. Die hohen $CaCO_3$ -Gehalte am Standort OTH11 sind allerdings eher durch anthropogene Einflüsse zu erklären. Schon beim Anfertigen des Bodenprofils ist die künstliche Veränderung des

Bodens im direkten Umfeld aufgefallen. Als Unterbau für eine ehemalige (Teil-)Versiegelung ist an diesem Standort scheinbar viel kalkhaltiges Boden- und Gesteinsmaterial umgelagert worden.

Die vergleichsweise hohen Kalkgehalte im Bereich zwischen Othfresen und Heinde lassen sich durch das kalk- und tonhaltige Ausgangsgestein (FAASCH ET AL. 2001) und akkumulierte kalkhaltige Sedimente erklären. Die deutlichen Unterschiede zwischen den Kalkgehalten in der Nähe des Harzes und in der Region Baddeckenstedt und Grasdorf wirken sich auch auf die pH-Werte aus, die in diesem Abschnitt leicht ansteigen. Die Schwankungen zwischen den Kalkgehalten der einzelnen Transekte nördlich von Heinde (siehe auch Abb. 6.3 und 6.4) weisen keine klaren Auswirkungen auf die pH-Werte auf. Die Veränderungen der pH-Werte an den einzelnen Standorten zeigen keinen Zusammenhang mit den Kalkgehalten in den Bodenprofilen, wie auch in Anhang A.3 erkennbar.

Aufgrund der geringen gemessenen elektrischen Leitfähigkeitswerte in den Bodenproben (siehe Anhang A.3) ist nicht von einer Wirkung auf die pH-Werte, wie in KUNTZE ET AL. (1994) beschrieben, auszugehen. Ein prägender Einfluss auf die Bindung von Schwermetallen im Boden, wie in Kapitel 4.2.3 beschrieben, ist durch die niedrigen Leitfähigkeitswerte ebenfalls nicht zu erwarten (BLUME ET AL. 2011A).

Die gewonnen Daten aus den Korngrößenbestimmungen passen laut BUNDESVERBAND BODEN (2000) gut zu den erfassten pH-Werten der Bodenproben. „Feinkörnige (lehmig-tonige) Böden besitzen in der Regel eine relativ hohe Säureneutralisationskapazität und setzen der Bodenversauerung einen größeren Widerstand entgegen als sandige Böden. Sie sind folglich gegenüber der stofflichen Belastung „Säureeintrag“ relativ unempfindlich und die Bodenfunktionen „Filterung und Pufferung“ werden im Laufe der Versauerung langsamer beeinträchtigt als in grobkörnigen bzw. sandigen Böden“ (BUNDESVERBAND BODEN 2000: 32). Wie die Ergebnisse in Kapitel 6.3 zeigen, sind besonders in den harznahen Transekten größere Anteile an Sanden in den Böden vorhanden als in der Nähe der Mündung der Innerste in die Leine. Im Unterlauf der Innerste überwiegen die Schlufffraktionen. Mit zunehmender Entfernung vom Fluss nimmt der Anteil feinkörniger Bodenarten in den Auenböden zu. Dabei ist die Sedimentation ebenfalls abhängig vom Mikrorelief der Flussaue (MIEHLICH 2000; WIECHMANN 2000). Diese allgemein beobachteten Bedingungen in Flussaue passen zu den Ergebnissen der Korngrößenverteilung in der Innersteaue und dem Zusammenhang zwischen Korngröße und pH-Wert laut BUNDESVERBAND BODEN (2000).

Nach der statistischen Auswertung der Messergebnisse lässt sich im Untersuchungsgebiet kein Zusammenhang zwischen dem pH-Wert und den Schwermetall- und Nährstoffgesamtgehalten nachweisen (siehe Tab. 7.1). Dieses ist weiterhin auf die geringen Schwankungen der pH-Werte um den neutralen Bereich zurückzuführen (HORNBERG & BRÜMMER 1993).

Tab. 7.1: Korrelation von pH-Werten und Schwermetallgesamt- und Nährstoffgehalten

Korrelationen (Spearman)										
A-Horizonte	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cd	Ca	Mg	Na	K
pH	-,057	-,523**	-,546**	-,471**	-,427**	-,400*	,124	-,063	-,011	,041
N	37	37	37	37	37	37	23	23	23	23

Korrelationen (Spearman)										
M-Horizonte	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cd	Ca	Mg	Na	K
pH	-,264	-,366*	-,619**	-,308	-,271	-,312	-,098	-,061	-,171	,050
N	37	37	37	37	37	37	23	23	23	23

** . Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

* . Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig).

Außerdem ist davon auszugehen, dass die stetige Nachlieferung von Schwermetallen aus dem Harz den Effekt der Mobilisierung überprägt, was besonders für die harznahen Bereiche des Untersuchungsgebietes gilt.

Die Korrelationsanalysen von den pH-Werten und den pflanzenverfügbaren Schwermetallgehalten ergaben keine signifikanten Abhängigkeiten (siehe Tab. A.7-1), auch wenn diese laut SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2010) zu erwarten wären. Zu erklären ist dieses zum einen durch die geringen Unterschiede der pH-Werte und zum anderen durch die niedrigen pflanzenverfügbaren Schwermetallgehalte, welche die Analysegrenze des Messgerätes unterschreiten (siehe Tab 6.1).

7.1.2 Bindung an organischen Substanzen und Tonmineralen

„Die meisten Schwermetalle [...] treten in der Bodenlösung vorwiegend als Kationen auf, weshalb ihre Adsorption von der Dichte der negativen Oberflächenladungen der Bodenkolloide abhängt“ (ALLOWAY 1999: 20). Ton- und Humusgehalt wirken sich durch ihr hohes Bindungspotential besonders auf die Kationenaustauschkapazität aus (KUNTZE & HERMS 1986; BURGHARDT 1994; GISI 1997; FIEDLER 2001; VAN DER PERK 2006; BRADY & WEIL 2008; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010; MARSCHNER ET AL. 2010). Die Tonminerale bieten den Kationen, damit auch vielen Schwermetallen, durch ihre große spezifische Oberfläche, bedingt durch die Zwischenschichten vieler Tonminerale, eine hohe Anzahl an Bindungsmöglichkeiten (KUNTZE ET AL. 1994; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Einen wichtigen Parameter für das Adsorptionsvermögen im Boden stellt der pH-Wert dar (siehe Kap. 7.1.1). Wie schon in Kapitel 6.1.6 thematisiert, sind Al-Oxide häufig am Aufbau von Tonmineralen beteiligt. Aluminiumhydroxide können aber auch eigenständige Minerale aufbauen, wie z.B. Gibbsit [$\gamma\text{-Al}(\text{OH})_3$]. Diese Minerale setzen allerdings eine starke Verwitterung der Böden voraus (FIEDLER 2001). Die Aluminiumgehalte müssten hiermit auch als ein Indikator für den Schwermetallgehalt dienen können. Eine signifikant hohe Korrelation ist in den A- und M-Horizonten aber nur mit den Cr-Gehalten gegeben (siehe Tab. 7.2). Dies ist durch die vergleichbaren Bindungseigenschaften der beiden Elemente zu erklären. Die Mobilisierung von Al und Cr setzt bei einem pH-Wert von etwa 4,5 ein (BARTLETT & JAMES 1988).

Außer für Zink und Kalium sind die Korrelationsberechnungen für alle Elemente signifikant, eine besonders starke Abhängigkeit zwischen den Aluminiumgehalten und den weiteren analysierten Metallen kann allerdings nicht nachgewiesen werden. Für die Nährelemente Calcium und Natrium ergeben sich aber besonders in den M-Horizonten vergleichsweise höhere Korrelationen. Dieses kann auf die Bindung der Elemente an besonders aluminiumreiche Tonminerale zurückzuführen sein (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Tab. 7.2: Korrelation von Al-Gesamtgehalten und Schwermetallgesamt- sowie Nährstoffgehalten

Korrelationen (Spearman)											
A-Horizonte	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cd		Ca	Mg	Na	K
Al	,920 ^{**}	-,332 [*]	,440 ^{**}	-,303	-,381 [*]	-,361 [*]		,703 ^{**}	,580 ^{**}	,659 ^{**}	,256
N	37	37	37	37	37	37		23	23	23	23

Korrelationen (Spearman)											
M-Horizonte	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cd		Ca	Mg	Na	K
Al	,966 ^{**}	-,400 [*]	,555 ^{**}	-,488 ^{**}	-,493 ^{**}	-,478 ^{**}		,780 ^{**}	,503 [*]	,724 ^{**}	,447 [*]
N	37	37	37	37	37	37		23	23	23	23

^{**}. Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

^{*}. Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig).

Die Ergebnisse der Korngrößenanalyse (siehe Kap. 6.3) zeigen einen zunehmenden Tongehalt in den Böden der Innersteaue in Richtung der Mündung. Diese Verteilung ist für das Längsprofil einer Fluss-

aue im Tieflandbereich mit zunehmender Entfernung von der Quelle typisch (ZEPP 2002; AHNERT 2003; LESER 2009; GLAWION ET AL. 2012).

Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse zu den Abhängigkeiten der Schwermetallgesamtgehalte von den Bodenarten zeigen ein Muster, das schon in Kapitel 6.1.5 angesprochen wurde. Es lassen sich zwei Gruppen von Schwermetallen erkennen. Zur einen Gruppe zählen Cu, Zn, Pb und Cd. Diese Elemente zeigen hochsignifikant positive Korrelationen mit der Sandfraktion. Im Bezug auf die Bodenarten Schluff und Ton weisen die Gesamtgehalte dieser Gruppe von Schwermetallen negative Korrelationen auf. Die zweite Gruppe wird gebildet von Cr und Ni. Besonders in den M-Horizonten zeigt sich ein entgegengesetztes Verhalten zur ersten Gruppe. Im Bezug auf Sand ergeben sich negative Korrelationen, zu Schluff und Ton lassen sich positive Abhängigkeiten erkennen (Tab. 7.3). Während die Korrelationskoeffizienten für Cr vergleichsweise hoch sind, zeigen die für Ni keine bis sehr geringe Korrelationen. In den A-Horizonten lassen sich keine bedeutenden Abhängigkeiten für Ni von den Bodenarten feststellen. Zudem muss beigefügt werden, dass die Werte in Tab 7.3 für Ni nicht signifikant sind, die für Cr aber ein hohes Signifikanzniveau aufweisen.

Tab. 7.3: Korrelation von Bodenarten und Schwermetallgesamt- und Nährstoffgehalten

Korrelationen (Spearman)													
A-Horizonte	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cd	Fe	Al		Ca	Mg	Na	K
Sand	-,659 ^{**}	,699 ^{**}	-,005	,649 ^{**}	,653 ^{**}	,680 ^{**}	,315	-,644 ^{**}		-,579 ^{**}	-,275	-,533 ^{**}	-,347
Schluff	,577 ^{**}	-,551 ^{**}	,070	-,495 ^{**}	-,502 ^{**}	-,530 ^{**}	-,230	,543 ^{**}		,553 ^{**}	,270	,495 ^{**}	,165
Ton	,576 ^{**}	-,635 ^{**}	-,008	-,577 ^{**}	-,572 ^{**}	-,601 ^{**}	-,343 ^{**}	,540 ^{**}		,526 ^{**}	,352	,437 ^{**}	,426 ^{**}
N	37	37	37	37	37	37	37	37		23	23	23	23

Korrelationen (Spearman)													
M-Horizonte	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cd	Fe	Al		Ca	Mg	Na	K
Sand	-,735 ^{**}	,591 ^{**}	-,196	,624 ^{**}	,600 ^{**}	,618 ^{**}	,229	-,785 ^{**}		-,800 ^{**}	-,377	-,617 ^{**}	-,430 ^{**}
Schluff	,733 ^{**}	-,573 ^{**}	,190	-,608 ^{**}	-,583 ^{**}	-,604 ^{**}	-,236	,783 ^{**}		,795 ^{**}	,377	,624 ^{**}	,420 ^{**}
Ton	,727 ^{**}	-,672 ^{**}	,139	-,693 ^{**}	-,663 ^{**}	-,692 ^{**}	-,298	,768 ^{**}		,815 ^{**}	,495 ^{**}	,573 ^{**}	,502 ^{**}
N	37	37	37	37	37	37	37	37		23	23	23	23

****.** Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

*****. Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig).

Das beobachtete Muster lässt sich durch den Zusammenhang des Auftretens der Schwermetalle mit dem Bergbau im Harz erklären. Die durch den Bergbau freigesetzten Schwermetalle sind vermehrt in den gröberen Bodenfraktionen gebunden. In Kapitel 2.2 wurden bereits die Pochsande erwähnt, die nach Zerkleinerung des erzhaltigen Gesteins als Teil des unbrauchbaren Materials auf den Halden abgelagert wurden (EGGERS 1996; TÜRK 2005; KNOLLE 2011). Von dort gelangen sie durch den Transport während Hochwasserereignissen in die flussabwärts gelegene Innersteaue (GÄBLER & SCHNEIDER 1998; TÜRK 2005; DEICKE 2009). Die natürlichen Bestandteile Cu, Zn, Pb und Cd sind offensichtlich in größerem Umfang immobil in den Bodenpartikeln gebunden und die leichter adsorbierten Fraktionen spielen als Anteil der Gesamtgehalte eine untergeordnete Rolle (vgl. FILIPINSKI & GRUPE 1990; HORNBURG & BRÜMMER 1993; HILLER & BRÜMMER 1995). Die Abhängigkeiten der pflanzenverfügbaren Anteile der Elemente Cu, Zn, Pb und Cd von den Bodenarten sollten gegensätzliche Ergebnisse aufweisen (FELDWISCH ET AL. 2004). Bei den Schwermetallen, die nicht mit dem Harzer Bergbau in Zusammenhang stehen, und den Nährstoffen (Ca, Mg, Na und K) lässt sich dieses gegensätzliche Muster erkennen. Das geforderte Signifikanzniveau wird für Ni, Mg und K nicht immer erreicht, und für Ni lässt sich in den A-Horizonten keine Abhängigkeit von einer Bodenart erkennen. Die Korrelationskoeffizienten weisen positive Abhängigkeiten für Cr, Ni (in den M-Horizonten), Ca, Mg, Na und K von den Schluff- und Tonfraktionen auf. Die Abhängigkeit von der Sandfraktion ist gegensätzlich. Das heißt, bei hohen Sandanteilen werden vergleichsweise geringere Gehalte der angesprochenen Ele-

mente nachgewiesen. Der Großteil der Gehalte dieser Elemente ist demnach an Schluff- und Tonpartikeln gebunden. Es ist anzunehmen, dass die mobilisierbare Fraktion einen größeren Anteil am Gesamtgehalt einnimmt als bei Cu, Zn, Pb und Cd.

Aufgrund der meist unklaren Ergebnisse bei der Bestimmung der pflanzenverfügbaren Schwermetallgehalte (siehe Kap.6.4) liefern auch die Korrelationsanalysen nur wenig Ergebnisse. Da die Feststoffkonzentrationen der Elemente Cr, Cu, Ni, Pb und Cd in den meisten Fällen die Konzentrationsgrenzwerte des Messgerätes unterschritten, konnten lediglich in den M-Horizonten Korrelationskoeffizienten für Pb und Cd mit Bezug auf die Bodenarten errechnet werden (siehe Tab. A.7-2). Für die Beziehungen zwischen Zn und den Bodenarten konnten zwar Korrelationen ermittelt werden, diese Ergebnisse sind aber in fast allen Fällen nicht signifikant. Auch die Ergebnisse für Pb und Cd übersteigen das geforderte Signifikanzniveau deutlich. Die hohe negative Korrelation von Zn und Ton in den M-Horizonten ist allerdings signifikant. Durch den geringen Stichprobenumfang ist aber auch dieses Ergebnis in Frage zu stellen. Es würde bedeuten, dass die pflanzenverfügbaren Fraktionen von Zn eher an den größeren Bodenteilchen adsorbiert sind, obwohl dies den Aussagen von HORNBERG & BRÜMMER (1993), FELDWISCH ET AL. (2004) UND SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2010) entgegensteht.

Die Korrelationsanalysen von der organischen Substanz und den Schwermetall- sowie den Nährstoffgehalten weisen in den A-Horizonten meist signifikante Werte auf. Ausnahmen sind Cr, Na und K. Für die M-Horizonte ergibt sich ein gegenläufiges Bild. Hier konnten lediglich für die Elemente Cr, Ni und Na signifikante Korrelationen mit der organischen Masse errechnet werden (siehe Tab 7.4). Hohe Abhängigkeiten der Schwermetall- und Nährstoffelemente von der organischen Substanz werden nicht verzeichnet. Dabei ist zu beachten, dass die Bindung der Elemente an den Humusstoffen stark vom pH-Wert und von deren Zersetzbarkeit abhängt. Leicht zersetzbare organische Substanz kann die Löslichkeit von Schwermetallen erhöhen, während schwer zersetzbare organische Materie die Löslichkeit absenkt (KUNTZE & HERMS 1986). Eine Differenzierung unterschiedlicher organischer Substanzen ist nicht erfolgt.

Tab. 7.4: Korrelation Gehalte org. Substanz (OS) und Schwermetallgesamt- und Nährstoffgehalte

Korrelationen (Spearman)											
A-Horizonte	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cd		Ca	Mg	Na	K
OS	,310	,363*	,441**	,409*	,375*	,454**		,429*	,594**	,256	,080
N	37	37	37	37	37	37		23	23	23	23

Korrelationen (Spearman)											
M-Horizonte	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cd		Ca	Mg	Na	K
OS	,515**	0,258	,619**	0,189	0,133	0,227		0,344	0,392	,464*	0,068
N	37	37	37	37	37	37		23	23	23	23

** . Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

* . Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig).

Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs und das Unterschreiten des gerätespezifischen Messniveaus, ergeben sich bei der Korrelationsanalyse von der organischen Substanz und der pflanzenverfügbaren Schwermetallgehalte keine statistisch verwertbaren Werte. Für A- und M-Horizonte konnten erneut lediglich Korrelationskoeffizienten für die Beziehung zwischen Zn-Gehalten und dem Humusanteil ermittelt werden (siehe Tab. A.7-1). Aber auch diese Werte sind nicht signifikant. Die verhältnismäßig enge Beziehung zwischen den Zn- und Humusgehalten in den A-Horizonten ist aus den oben genannten Gründen nicht sicher zu belegen.

7.1.3 Der Einfluss von Eisenoxiden

Bezogen auf die Mobilität der Schwermetalle muss auch den Fe-, Mn- und Al-Oxiden und -Hydroxiden Bedeutung beigemessen werden (KUNTZE & HERMS 1986; HORNBERG ET AL. 1995; ALLOWAY 1999; FELDWISCH ET AL. 2004; BLUME ET AL. 2011A). In den gemäßigten Klimaten spielen die Fe-Oxide die bedeutendste Rolle, da sie, im Vergleich zu Al- und Mn-Oxiden, in größerer Menge im Boden vorkommen (ALLOWAY 1999). „Manganoxide haben zwar eine höhere Bindungskapazität als Eisenoxide, liegen aber in Böden meist in zu geringen Konzentrationen vor, um die Schwermetall-Mobilität nachhaltig beeinflussen zu können“ (KUNTZE & HERMS 1986: 200). Wie bereits erwähnt, kommen Al-Hydroxide in größeren Konzentrationen nur in stark verwitterten Böden vor, wie sie beispielsweise in den Tropen zu finden sind (KUNTZE ET AL. 1994; FIEDLER 2001). Aus diesem Grund werden sie in die weitere Auswertung nicht einbezogen.

Bei Betrachtung der Korrelationsanalyse-Ergebnisse ist zu beachten, dass die gemessenen Gesamtgehalte der Elemente in die Berechnung eingehen. Die Eisengehalte können also nicht nur auf die Fe-Oxide reduziert werden.

Wie Tabelle 7.5 zu entnehmen ist, sind die errechneten Abhängigkeiten der Schwermetalle von den Eisengehalten im Boden hochsignifikant. Die Ausnahme bildet das Element Cr. Während zwischen den meisten Schwermetallgehalten und den Fe-Gehalten mittlere Korrelationen zu verzeichnen sind, ist die Beziehung zwischen den Ni-Gehalten und den Eisengehalten als hoch einzustufen. Dieses Ergebnis spiegelt sich in beiden Horizonten wieder (siehe Tab. 7.5). Ni im Boden ist in der Regel am häufigsten an Fe-Oxide gebunden (ZEIEN 1995). Diese Bindungen sind sehr stark, weshalb der pflanzenverfügbare Anteil der Ni-Konzentration im Boden allgemein eher gering ist (WILCKE 2011). Obwohl auch Cr im Regelfall häufig an Fe-Oxiden im Boden gebunden vorzufinden ist (ZEIEN 1995), kann diese Bindung durch die Korrelationsanalyse in diesem Fall nicht belegt werden. Die Korrelationskoeffizienten weisen auf keine starke Abhängigkeit hin, wobei die errechneten Werte statistisch nicht sicher verwertbar sind.

Tab. 7.5: Korrelation Fe-Gehalte und Schwermetallgesamt- und Nährstoffgehalte

Korrelationen (Spearman)											
A-Horizonte	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cd		Ca	Mg	Na	K
Fe	,065	,587**	,812**	,557**	,512**	,429**		-,232	-,101	,122	-,419*
N	37	37	37	37	37	37	37	23	23	23	23

Korrelationen (Spearman)											
M-Horizonte	Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cd		Ca	Mg	Na	K
Fe	,122	,583**	,731**	,525**	,513**	,504**		-,162	-,053	,229	-,322
N	37	37	37	37	37	37	37	23	23	23	23

** . Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

* . Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig).

Signifikante Ergebnisse zu Korrelationen zwischen den Nährstoff- und Fe-Gesamtgehalten ergeben sich nur für K in den A-Horizonten. Wie auch für die übrigen Nährelemente lassen die Korrelationskoeffizienten nur auf schwache Beziehungen schließen. Die Ergebnisse der Korrelationen von K- und Fe-Gehalten lassen sich durch die Bindungen von K im Boden erklären. „In Mineralböden ist der überwiegende Teil des Kaliums als Gitterbaustein in Silicaten gebunden, vor allem in Alkalifeldspäten, Glimmern und Illiten“ (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010: 424). Fe-Oxide kommen in Verbindung mit K-Adsorption kaum zur Ansprache (vgl. FIEDLER 2001; FREY & LÖSCH 2004; SCHUBERT 2006; BLUME ET AL. 2011A). Im Allgemeinen ist nahezu der gesamte K-Gehalt so fest gebunden, dass er nicht für Pflanzen verfügbar ist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010).

Die Korrelationsanalyse der pflanzenverfügbaren Schwermetallfraktionen und der ermittelten Fe-Gehalte liefern Ergebnisse, die das geforderte Signifikanzniveau weit überschreiten. Eine statistisch abgesicherte Aussage zu den Beziehungen kann in diesem Fall nicht getätigt werden (siehe Tab. A.7-1).

7.1.4 Ökologische Relevanz der Schwermetalle in den Böden der Innersteaue

Die ökologische Relevanz der Bodenbelastungen durch Schwermetalle lässt sich durch den Anteil der pflanzenverfügbaren Fraktion widerspiegeln (KUDJELKA 2002). Durch die Anreicherung von Schwermetallen in Kulturpflanzen über den Transferpfad Boden-Pflanze besteht auch ein erhöhtes Gefahrenpotential für den Menschen (ALLOWAY 1999; HAAG ET AL. 2007; BLUME ET AL. 2011A). Des Weiteren könnte eine hohe Aufnahme von Schwermetallen in die Pflanzen eine Verringerung der Schwermetallkonzentrationen der Böden zur Folge haben (LAZAR ET AL. 2009).

Die Analyseergebnisse lassen wegen der Unterschreitung der Konzentrationsgrenzen des Messgerätes keine umfangreichen Aussagen zur ökologischen Relevanz zu. Diese Problematik wurde bereits in Kapitel 7.1.1 thematisiert, als der Einfluss des pH-Wertes auf die pflanzenverfügbaren Schwermetallgehalte behandelt wurde. Zur Berechnung des Anteils der pflanzenverfügbaren Fraktion an den Schwermetallgesamtgehalten werden deshalb nur die Werte herangezogen, die keine Unterschreitung der Konzentrationsgrenze des Flammen-AAS aufweisen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7.6 dargestellt.

Tab.7.6: Anteile der mobilen Fraktionen an den Gesamtgehalten der Schwermetalle

Element	Standort/ Horizont	Gehalt [mg/kg TS] pflanzenverf.	Gehalt [mg/kg TS] gesamt	Anteil [%]
Pb	GRA11 A	1,5	9500	0,016
Pb	STE12 M	2,4	5800	0,041
Cd	SAR02 M	0,34	13	2,615
Cd	STE12 M	0,34	19	1,789
Zn	GRA11 A	4,3	4800	0,090
Zn	GRA11 M	3,1	2800	0,111
Zn	HAS12 A	2,9	1900	0,153
Zn	HAS12 M	0,4	720	0,056
Zn	ROT22 A	0,39	1800	0,022
Zn	ROT22 M	0,87	2300	0,038
Zn	SAR02 A	2,6	2900	0,090
Zn	SAR02 M	3,1	2800	0,111
Zn	STE12 A	3,8	3900	0,097
Zn	STE12 M	4,1	4500	0,091

Verglichen mit den Angaben aus KUDJELKA ET AL. (2002) und BLUME ET AL. (2011A) weisen die Elemente Zn, Pb und Cd lediglich eine geringe Mobilität auf. Auch MAKOWSKY & MEUSER (2011) weisen darauf hin, dass hohe Schwermetallgesamtkonzentrationen in Böden nicht unbedingt auch hohe pflanzenverfügbare Schwermetallgehalte zur Folge haben müssen. Allerdings überschreiten viele, der gemessenen pflanzenverfügbaren Pb-, Cd- und Zn-Gehalte, die Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV (1999), wie schon in Kapitel 6.4 beschrieben. Aufgrund des Unterschreitens der gerätespezifischen Mindestkonzentration konnte keine weitere Zuordnung der weiteren analysierten Schwermetalle erfolgen. Es besteht aber die Möglichkeit, dass die pflanzenverfügbaren Fraktionen dieser Elemente ebenfalls über den Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV (1999) liegen. Für genauere Aussagen müssten weitere Untersuchungen folgen. Aufgrund der anteilmäßig kleinen mobilen Fraktionen von Zn, Pb und Cd ist demnach nicht davon auszugehen, dass die ökologische Relevanz der Gehalte dieser

Elemente als gering einzustufen ist, da die Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSCHV (1999) in den meisten Fällen überschritten werden. Eine Gefährdung des Grundwassers durch den Eintrag von gelösten Schwermetallen ist laut TÜRK (2005) allerdings unwahrscheinlich.

7.2 Charakterisierung der Schwermetalle in der Innersteaue

Bei der Betrachtung der Messergebnisse ist schon häufiger aufgefallen, dass sich zwei Gruppen von Schwermetallen, bezüglich ihrer Verteilung in den Böden der Innersteaue, unterscheiden lassen. Mit Hilfe der Korrelationsanalyse nach Spearman soll diese Beobachtung statistisch belegt werden. Die Ergebnisse der Analyse sind in Tabelle 7.7 dargestellt.

Bei Betrachtung der Ergebnisse lassen sich die zwei angesprochenen Gruppen deutlich erkennen. Cu, Zn, Pb und Cd korrelieren auf hohem Niveau miteinander. Die Berechnungen liefern signifikante Ergebnisse. Cr und Ni zeigen keine starken Beziehungen zu Cu, Zn, Pb oder Cd. Die starken Zusammenhänge zwischen den Elementen Cu, Zn, Pb und Cd lassen sich auf die Freisetzung durch den Bergbau im Harz und die Weiterverarbeitung der Erze zurückführen. In den Publikationen von EGGERS (1996), TÜRK (2005), DEICKE (2009) und KNOLLE (2009) werden vornehmlich die Schwermetalle Cu, Zn, Pb und Cd im Zusammenhang mit dem Oberharzer Bergbau thematisiert. Auch MOHR (1993), FLEIGE ET AL. (1999) und LIESSMANN (2010) berichten von Cu-, Zn- und Pb-haltigen Erzgängen. Es gibt keine Hinweise, dass Cr und Ni in gleichem Maße durch Bergbautätigkeiten und deren Folgen in der Region freigesetzt werden und in die umliegenden Flussauen gelangen. Die Ergebnisse, beschrieben in den Kapiteln 6.1.5.1 und 6.1.5.3, zeigen auch, dass Cr und Ni die ausgegebenen Vorsorgewerte (nach BBodSCHV 1999) nicht überschreiten. Für die vier weiteren analysierten Schwermetalle trifft dies nicht zu. Die Cr- und Ni-Gehalte sind demnach auf andere Quellen zurückzuführen als die Gehalte der Elemente Cu, Zn, Pb und Cd.

Tab. 7.7: Korrelationen der Schwermetallgesamtgehalte

Korrelationen (Spearman)							
A-Horizonte		Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cd
N=37	Cr						
	Cu	-,413 ^{**}					
	Ni	,370 ^{**}	,535 ^{**}				
	Zn	-,379 ^{**}	,985 ^{**}	,540 ^{**}			
	Pb	-,484 ^{**}	,957 ^{**}	,455 ^{**}	,973 ^{**}		
	Cd	-,412 ^{**}	,948 ^{**}	,418 ^{**}	,971 ^{**}	,945 ^{**}	
Korrelationen (Spearman)							
M-Horizonte		Cr	Cu	Ni	Zn	Pb	Cd
N=37	Cr						
	Cu	-,408 ^{**}					
	Ni	,555 ^{**}	,247				
	Zn	-,504 ^{**}	,969 ^{**}	,208			
	Pb	-,534 ^{**}	,945 ^{**}	,179	,973 ^{**}		
	Cd	-,483 ^{**}	,918 ^{**}	,234	,957 ^{**}	,921 ^{**}	

****.** Die Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig).

*****. Die Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig).

7.3 Die Verteilung der Schwermetall- und Nährstoffgehalte in den Böden der Innersteaue (Tiefen- und Querprofile)

Die vertikale Verteilung von Schwermetallkonzentrationen in Böden kann einen Hinweis auf die Quellen der angereicherten Elemente geben. Schwermetallbelastungen aus anthropogenen Quellen bewirken in Auenböden in der Regel hohe Konzentrationen in den Oberböden und eine Konzentrationsabnahme mit zunehmender Tiefe (FILIPINSKI & GRUPE 1990; WINDE 2000; DINKELBERG ET AL. 2000). Unbelastete Böden, deren Schwermetallgehalte auf das Ausgangsgestein zurückzuführen sind, zeigen eine homogene Verteilung der Gesamtgehalte auf (FILIPINSKI & GRUPE 1990; HÖHN ET AL. 2000; WINDE 2000).

Die Tiefenverteilungen der gemessenen Schwermetallgesamtgehalte zeigen in den überwiegenden Bodenprofilen hohe Werte in den oberen Bodenhorizonten und eine Abnahme mit der Tiefe. Dabei ist aber festzuhalten, dass die höchsten Gehalte nicht immer in den A-Horizonten gemessen wurden, sondern teilweise in den M-Horizonten. Dies ist z.B. in den Bodenprofilen PAL01 und STE02 der Fall (siehe Abb. A.5-3 und A.5-25). Neben diesen typischen Verteilungen, der Schwermetallgehalte in anthropogen beeinflussten Auenböden, lassen sich aber auch Bodenprofile mit heterogenen Konzentrationsverteilungen beobachten. Eine geringe Anzahl von Bodenprofilen weist auch eine Zunahme der Schwermetallgehalte mit der Tiefe auf. Erhöhte Schwermetallkonzentrationen in tieferen Horizonten können allerdings auch auf ältere Akkumulationsprozesse zurückzuführen sein (DINKELBERG ET AL. 2000). Die Schwermetalle Cr und Ni weisen demgegenüber abweichende Verteilungen auf. Eine eindeutige Tendenz der Zu- oder Abnahme der Schwermetallgehalte mit der Tiefe lässt sich hier in den meisten Fällen nicht ausmachen.

DOBLER (1999), DINKELBERG ET AL. (2000) sowie MONSE & SCHMIDT (2000) weisen darauf hin, dass die Sedimentation der belasteten Schwebfracht von Flüssen während Hochwasserereignissen auch von Relief und Fließgeschwindigkeit abhängig ist. „Einschichtige Sande oder Tone sind selten; typisch sind Wechsellagerungen“ (HÖHN ET AL. 2000: 361). Weiteren Einfluss auf die Tiefenverteilung der Schwermetallkonzentrationen nehmen pedologische Prozesse und Bodenbearbeitung im Rahmen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung (FILIPINSKI & GRUPE 1990; BUNDESVERBAND BODEN 2000; HÖHN ET AL. 2000; MONSE & SCHMIDT 2000). Bauliche Veränderungen in der Flussaue führen ebenfalls zu Veränderungen in der Sedimentationsdynamik (MIEHLICH 2000). Die Intensität der Bergbauphasen kann sich ebenfalls in der Tiefverteilung der Schwermetallkonzentrationen widerspiegeln (DOBLER 1999). Eine Datierung der Sedimente wurde im Rahmen der Analysen nicht durchgeführt.

Welcher Prozess auf die vertikalen Schwermetallverteilungen in den spezifischen Bodenprofilen besonders prägend wirkt oder gewirkt hat, kann anhand der Untersuchungen nicht eindeutig belegt werden. Es ist aber anzunehmen, dass nicht ein Prozess allein den Tiefengradient beeinflusst (MIEHLICH 2000).

Die oben erwähnten Einflüsse wirken sich auch auf die Verteilung der Schwermetallgesamtgehalte im Querprofil aus. Die Messergebnisse werden in Kapitel 6.2 dargestellt. Die Schwermetallverteilungen belasteter Flussauen nehmen typischerweise vom Fluss aus mit zunehmender Entfernung ab (FILIPINSKI & GRUPE 1990; DOBLER 1999; HÖHN ET AL. 2000; MONSE & SCHMIDT 2000; KAUFMANN-BOLL ET AL. 2010). Diese Verteilung wird von DOBLER (1995) mit dem Verdünnungseffekt der Sedimente in den Außenbereichen der Aue durch unbelastetes Sediment in Verbindung gebracht. In unbelasteten Flussauen ist ein entgegengesetzter Trend üblich, da Schwermetalle häufig an Tonmineralen gebunden sind und diese bei Hochwasser in größerer Entfernung vom Fluss sedimentieren (FILIPINSKI & GRUPE 1990). Die Korrelationsanalysen (Kap. 7.1.2) haben gezeigt, dass ein Großteil der Schwermetalle in enger Beziehung mit der Sandfraktion steht. Sande werden bei Hochwasserereignissen eher in Flussnähe abgelagert (WIECHMANN 2000; AHNERT 2003; LESER 2009; KAUFMANN-BOLL ET AL. 2010), was darauf schließen lässt, dass auch in den Böden der Innersteaue die höchsten Schwermetallkonzentrationen in Flussnähe zu finden sind. Die Ergebnisse bestätigen diese Annahme allerdings nicht immer.

Ein transektübergreifendes Muster ist bezüglich der Schwermetallverteilung in den Querprofilen nicht erkennbar. Nur in wenigen Fällen lässt sich eine Abnahme der Konzentrationen mit Zunahme der Entfernung vom Fluss beobachten. A- und M-Horizonte weisen dabei nicht immer ähnliche Verteilungsmuster innerhalb eines Bodenprofils auf. Die Abweichungen vom typischen Verteilungsmuster der Schwermetallgesamtgehalte innerhalb einer belasteten Flussaue, wie oben beschrieben, lassen sich in vielen Fällen durch Reliefunterschiede und dadurch entstehende strömungsschwache Bereiche sowie bauliche Maßnahmen (MIEHLICH 2000) innerhalb der Innersteaue erklären. Hierzu zwei Beispiele.

Während die Konzentrationen der Elemente Cu, Zn, Pb und Cd auf der linken Uferseite des Transekts HEI, wie erwartet, mit wachsendem Abstand vom Fluss abnehmen, nehmen sie auf der gegenüber liegenden Seite zu (siehe Abb. 6.35). Der Standort HEI11 befindet sich zwischen der Innerste und einem kleinen Bachlauf. Zur Innerste ist die Fläche durch einen etwa einen Meter hohen Wall abgegrenzt, der bei Hochwasserereignissen aber umflossen werden kann. Durch eine abrupte Verringerung der Fließgeschwindigkeit während Hochwasserereignissen kann es in diesem Bereich also zu starker Akkumulation belasteten Sediments kommen. Auch MONSE & SCHMIDT (2000), BUNDESVERBAND BODEN (2000) und DINKELBERG ET AL. (2000) weisen auf die Einflüsse von strömungsschwachen Bereichen auf die Sedimentanreicherung hin.

Auf bauliche Maßnahmen ist der Anstieg der Schwermetallgesamtgehalte auf der linken Uferseite im Transekt STE zurückzuführen (siehe Abb. 6.37). Seit 1480 wurde am „Kupferstrang“, dem in diesem Abschnitt parallel zur Innerste verlaufenden, künstlichen Graben, eine Kupfermühle betrieben (FLÖCKHER 1962). In den Böden um den „Kupferstrang“ herum wurden auch von TÜRK (2005) hohe Schwermetallkonzentrationen ermittelt. Die ansteigenden Gesamtgehalte mit zunehmender Entfernung von der Innerste, lassen sich also auf die ehemalige Metallverarbeitung und die Verlagerung der belasteten Sedimente entlang des „Kupferstranges“ zurückführen. Der Einfluss der Innerste spielt bei den flussfernen Bodenprofilen dennoch eine große Rolle.

Die Verlagerung des Flussbettes durch Flussbegradigungen, wie von FLÖCKHER (1962) und FINKE (2006) beschrieben, können ebenfalls zu starken Unterschieden der Schwermetallkonzentration in den Auenböden führen. Dieses kann einmal auf die Veränderung der relativen Lage der Böden zum Fluss und die immensen Bodenumlagerungen zurückzuführen sein. Ein Beispiel dazu bieten die Analyseergebnisse des Transekts SAR (siehe Tab. A.4-11).

Bemerkenswert sind die horizontalen Verteilungen der Elemente Cr und Ni in den Querprofilen. In den überwiegenden Transekten ist eine Zunahme mit steigender Entfernung zum Fluss festzustellen (als Beispiel siehe Abb. 6.3.5 und 6.3.9). Dieses Verteilungsmuster ist in der Regel unbelasteten Flussauen zuzuordnen (FILIPINSKI & GRUPE 1990). Es ist festzuhalten, dass Cr und Ni in der vertikalen sowie der horizontalen Verteilung der beprobten Böden unterschiedliche Eigenschaften aufweisen als Cu, Zn, Pb und Cd.

Die horizontalen Verteilungsmuster der analysierten Nährstoffe Ca, Mg und Na lassen keine transektübergreifenden Strukturen erkennen. Auch die Tiefenverteilungen, nach den beprobten Horizonten gegliedert, lassen keinen eindeutigen Trend erkennen (siehe Anhang A.5). Eine knappe Mehrzahl der Bodenprofile weisen abnehmende Mg-Konzentrationen mit der Tiefe auf. Die Ca- und Na-Konzentrationen sind in den meisten Bodenprofilen heterogen in unterschiedlicher Tiefe verteilt. Die Kaliumgehalte zeigen besonders im Bezug auf die Tiefenverteilungen ein anderes Bild. Während den horizontalen Verteilungen ebenfalls keine klare Struktur innerhalb des Untersuchungsgebietes zugeordnet werden kann, nehmen die K-Gehalte in einer Großzahl der Bodenprofile mit zunehmender Tiefe ab. Kalium kommt im Boden am häufigsten in Tonmineralen gebunden vor, die organische Substanz spielt bei der K-Bindung nur eine untergeordnete Rolle (KUDJELKA ET AL. 2002; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Die Ergebnisse der Korngrößenanalyse zeigen, dass die höchsten Tongehalte

häufiger in den tiefer liegenden Horizonten auftreten und nicht im Oberboden. Eine künstliche Anreicherung, beispielsweise durch Düngung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010), ist sehr wahrscheinlich. Die Schwierigkeiten der Vergleichbarkeit der Horizonte wurden bereits bei der Ergebnisdarstellung angesprochen (Kap. 6). Da nur die A- und oberen M-Horizonte einen sinnvollen Vergleich zulassen, werden in der folgenden Diskussion ausschließlich diese Horizonte behandelt. Für abschnittsbezogene Beispiele werden die Messergebnisse der tieferen Horizonte im Einzelfall zur Unterstützung herangezogen.

7.4 Der Einfluss der Landnutzung auf den Schwermetall- und Nährstoffhaushalt der Böden

Über die Lage der Bodenprofile in den vorgegebenen Abschnitten der Landnutzungen werden die Analyseergebnisse der jeweiligen Nutzung zugeordnet. Als nächster Schritt folgt die Auswertung der Verteilungen mit Hilfe von Boxplots. Unterschiede zwischen den Gehalten der Schwermetalle in den Böden der Aue sowie deren Streuung können mit dieser Methode deskriptiv ausgewertet werden. Ob sich die Datenreihen signifikant unterscheiden oder nicht wird statistisch durch den nichtparametrischen Kruskal-Wallis-Test belegt.

Da dem südlichsten Transekt (LAN) keine der ausgewählten Landnutzungsformen zuzuordnen ist, werden die Analyseergebnisse der Bodenproben dieses Abschnittes nicht in die Berechnungen mit einbezogen.

7.4.1 Schwermetallkonzentrationen gegliedert nach Landnutzung (Auswertung der Boxplots)

Die Abbildung 7.1 zeigt die Verteilungen der ermittelten Schwermetallgesamtgehalte in den A-Horizonten der Böden der Innersteaue geordnet nach den Landnutzungen.

Die Verteilungsmuster der Elemente Cu, Zn, Pb und Cd weisen große Ähnlichkeiten auf (siehe Abb. 7.1). Die landwirtschaftlich genutzten Flächen zeigen anteilmäßig die höchsten Gehalte. Der Median liegt in allen Graphiken höher als bei den Siedlungs- und Naturschutzflächen. Ausreißer außer Acht gelassen, ist, bis auf die Verteilung von Pb, auch die Streuung der Messergebnisse bei den Landwirtschaftsflächen immer am höchsten. Des Weiteren ist zu erkennen, dass die Böden der siedlungsbeeinflussten Bereiche größere Anteile höherer Gesamtgehalte aufweisen als die Böden der Naturschutzgebiete. Die Streuung ist bei den Naturschutzgebieten am geringsten. Bei der Auswertung dieser Boxplots ist allerdings Vorsicht geboten. In Abbildung 5.1 wird deutlich, dass viele Bodenprofile, die landwirtschaftlich geprägten Bereichen zuzuordnen sind, relativ nah am Harz lokalisiert sind. Im Gegensatz dazu liegen die beiden, in die Untersuchung einbezogenen, Naturschutzgebiete vergleichsweise weit vom Harz entfernt. Die Ergebnisse (Kap. 6.1.5) haben schon gezeigt, dass die höchsten Schwermetallgesamtgehalte von Cu, Zn, Pb und Cd in der Nähe des Harzes zu finden sind und mit zunehmender Entfernung vom Harz abnehmen. Diese Verteilung entlang des Längsprofils eines Flusses ist bei bergbauinduzierten Schwermetallen üblich (FILIPINSKI & GRUPE 1990; ALLOWAY 1999; DOBLER 1999). Hier kommt u.a. auch der Verdünnungseffekt bedingt durch Zuflüsse zum Tragen (EGGERS 1996; ENGELHARDT ET AL. 2000; TÜRK 2005). Die starke Überprägung der Schwermetallkonzentrationen im Längsprofil, die mit steigender Entfernung zum Harz abnimmt, ist bei der weiteren Bewertung der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

Ein weiterer Punkt, der unbedingt zu beachten ist, stellt die Anzahl der Stichproben dar. Während die Anzahl der untersuchten Proben von Landwirtschaftsflächen (N=15) und den Siedlungsbereichen (N=14) annähernd gleich ist, liegt die Stichprobenzahl aus den Naturschutzgebieten deutlich darunter (N=6). In den Boxplots spiegelt sich dieses Verhältnis in den unterschiedlich großen Streuungsberei-

chen von Landwirtschafts- und Siedlungsflächen auf der einen Seite und den Naturschutzflächen auf der anderen Seite wieder.

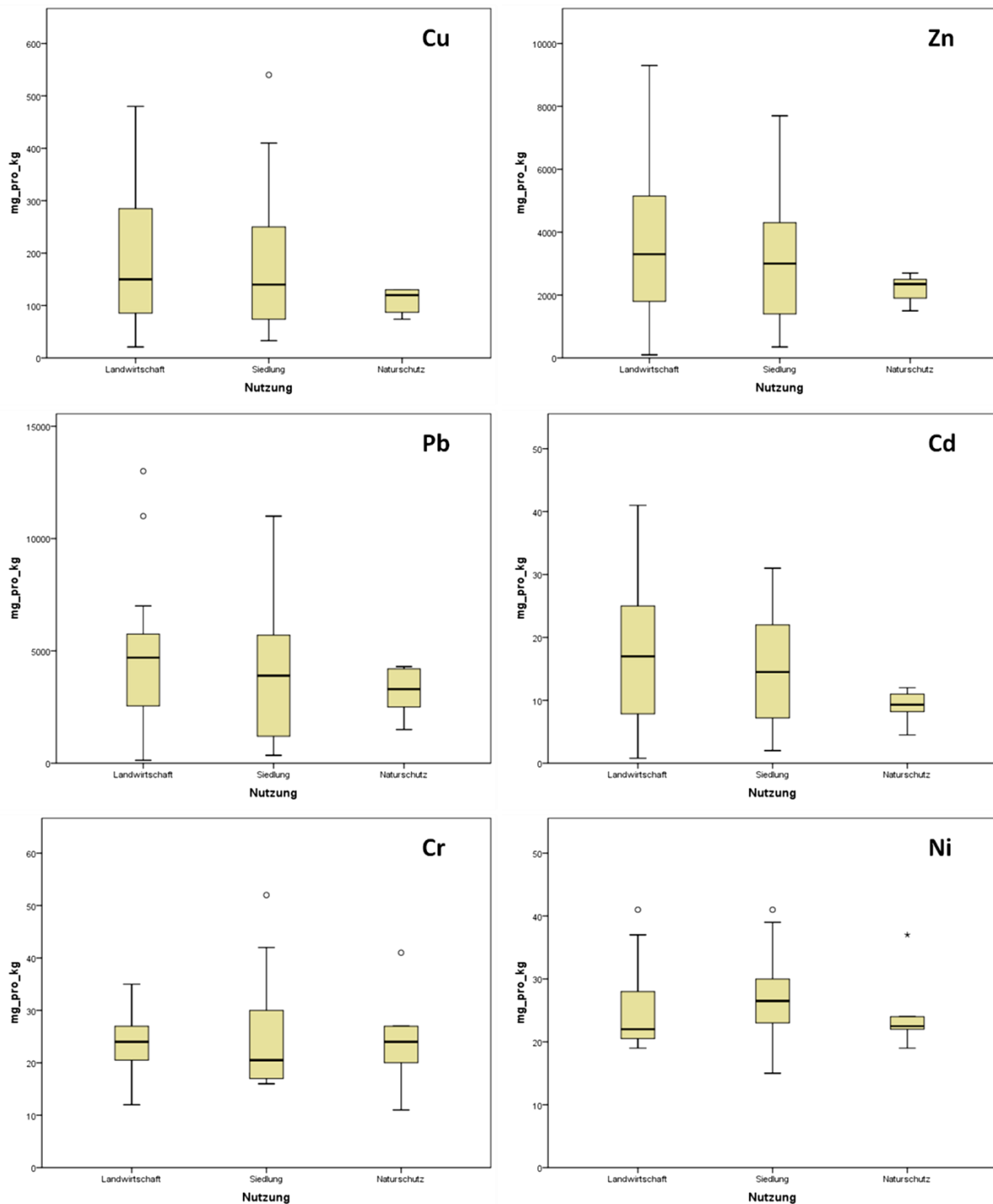


Abb.7.1: Schwermetallgesamtgehalte in den A-Horizonten der Böden der Innersteue gegliedert nach Landnutzung.

Die Graphiken der Cr- und Ni-Verteilungen zeigen Abweichungen zu den oben Erwähnten auf. Die Proben der Landwirtschafts- und Naturschutzflächen weisen häufiger höhere Cr-Gesamtgehalte auf als die Proben der siedlungsgeprägten Auenabschnitte. Dabei liegt der Median der Messwerte der Naturschutzgebiete noch etwas über dem der Landwirtschaftsflächen. Der höchste Maximalwert wurde allerdings in den Siedlungsbereichen ermittelt (siehe Abb. 7.1).

Die Verteilung der Ni-Gehalte in den A-Horizonten stellt sich, gegliedert nach der Landnutzung, gegensätzlich dar. Am häufigsten sind vergleichsweise hohe Gesamtgehalte in den Proben der Siedlungsbereiche festgestellt worden. Die Mediane der Datenreihen der Landwirtschafts- und Naturschutzflächen liegen annähernd auf demselben Niveau (siehe Abb.7.1). Die Verteilungen der Gesamtgehalte von Cu, Zn, Pb und Cd in den M-Horizonten zeigen dieselben Muster, wie die der A-Horizonte, auf. Die höchsten Gehalte wurden im Schnitt in den Proben der landwirtschaftlich genutzten Flächen vorgefunden. Die Bodenproben der Naturschutzgebiete weisen die geringsten Werte auf.

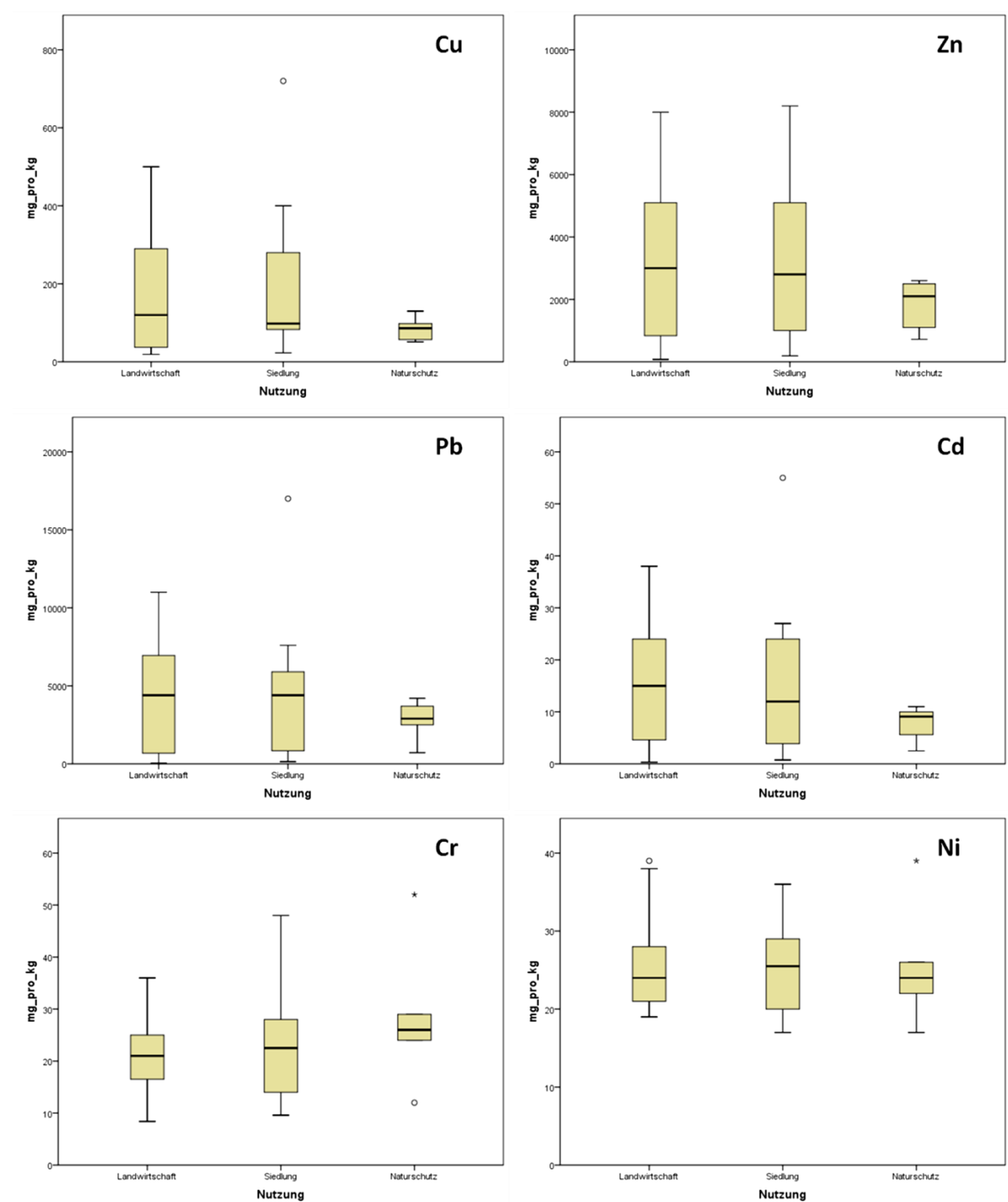


Abb. 7.2: Schwermetallgesamtgehalte in den M-Horizonten der Böden der Innersteaue gegliedert nach Landnutzung.

Auch die Ni-Gesamtgehalte verteilen sich, bezogen auf die Landnutzung, ähnlich. Veränderungen lassen sich in der Verteilung der Cr-Gehalte erkennen. Die anteilmäßig höchsten Gehalte wurden in den Proben der Naturschutzgebiete festgestellt. Vergleichsweise niedrige Gesamtgehalte treten in den Proben der Landwirtschaftsflächen am häufigsten auf (siehe Abb. 7.2).

Wie schon erwähnt, nehmen die Gesamtgehalte der Schwermetalle Cu, Zn, Pb und Cd vom Harzrand bis zur Mündung der Innerste stetig ab. Einzelne abweichende Standorte bilden die Ausnahme (z.B. in Transekt STE). Für die Oberböden der flussnahen Bodenprofile auf der rechten Uferseite der Innerste lässt sich dieser Gradient deutlich an Abbildung 7.3 erkennen.

Die vergleichsweise hohen Schwermetallgesamtgehalte, die den landwirtschaftlich genutzten Bereichen zugeordnet werden, stehen unter dem Einfluss dieses Gradienten. Da mehr Transekte mit landwirtschaftlich genutzten Flächen als Abschnitte mit Siedlungs- oder Naturschutzflächen in der Nähe des Harzes liegen – auch wenn sich mit Transekt PAL ein siedlungsbeeinflusster Bereich in direkter Nähe zum Harz befindet – sind die Anteile verhältnismäßig hoher Elementkonzentrationen, die den Landwirtschaftsflächen zugeordnet werden, größer als bei den anderen beiden Nutzungsarten. Durch diesen Effekt der horizontalen Verteilung der „harzbürtigen“ Schwermetalle ist davon auszugehen, dass die Auswirkungen der verschiedenen Landnutzungen auf den Elementhaushalt betreffender Schwermetalle in der Innersteaue überprägt werden.

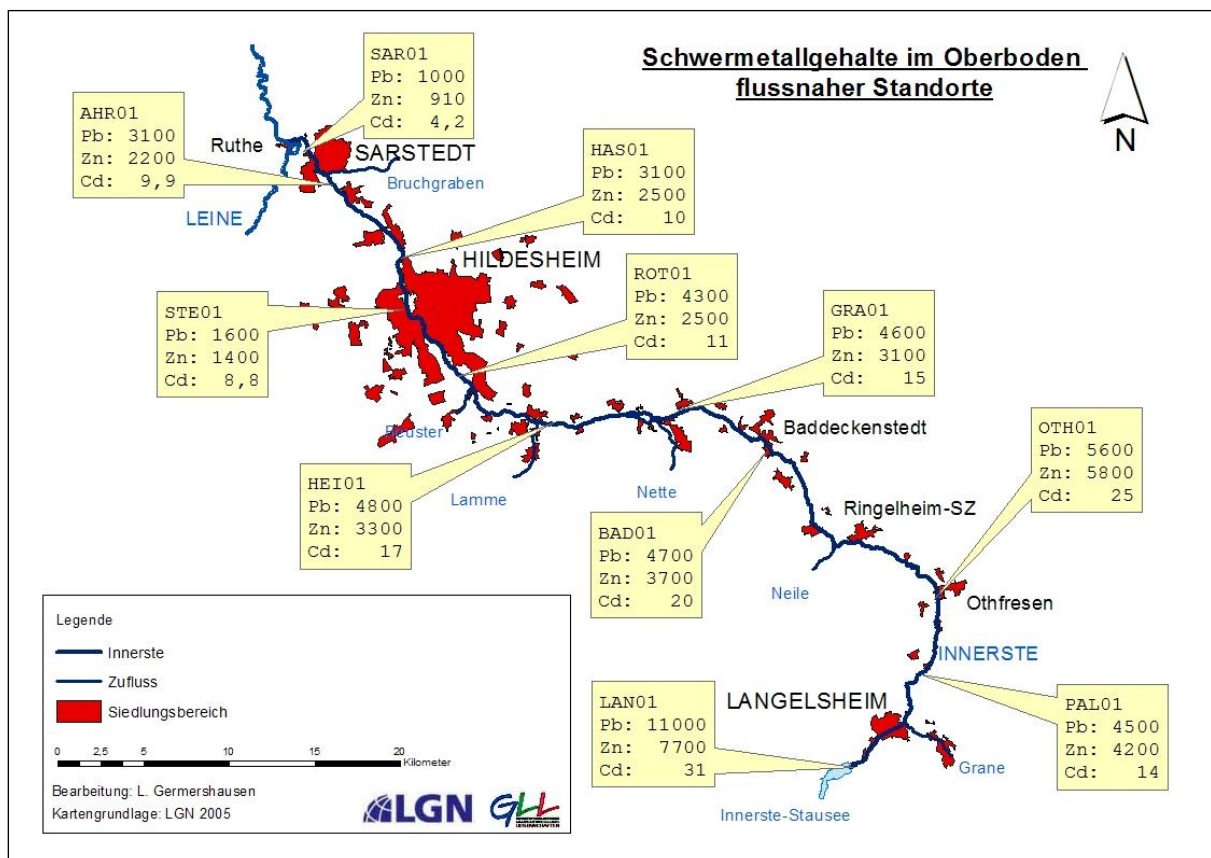


Abb. 7.3: Gesamtgehalte (in mg/kg [TS]) ausgewählter Schwermetalle in Oberböden der Innersteaue. Die Bodenprofile befinden sich in unmittelbarer Ufernähe (Distanz zum Ufer 2-5m) auf der rechten Flussseite.

Die Gesamtgehalte der Elemente Cr und Ni sind nicht durch den Harzer Bergbau beeinflusst worden. Eine Freisetzung von Cr und Ni kann aber durch die Folgewirkung der Metallverarbeitenden Industrien erfolgt sein (ALLOWAY 1999; KLEY 1999; GERDES 2001; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010; STÜCKRAD & WILCKE 2011; WILCKE 2011). Diese Freisetzung erfolgte dann aber in sehr geringem Maße, wie auch die

Ergebnisse der Analysen zeigen (siehe Kap. 6.1.5.1 und 6.1.5.3). Ein deutlicher Abnahmetrend vom Harz zur Mündung ist als Folge für diese Elemente nicht auszumachen. Eine dermaßen ausgedehnte Überprägung der Auswirkungen der verschiedenen Landnutzungen auf den Elementgehalt der Böden in der Aue wie für Cu, Zn, Pb und Cd ist für Cr und Ni demnach nicht zu erwarten.

7.4.2 Bewertung des Einflusses der Landnutzung (Kruskal-Wallis-Tests)

Der Kruskal-Wallis-Test soll Aufschluss über die statistischen Unterschiede in den Datenreihen, die den Landnutzungen zugeordnet sind, liefern (siehe Kap. 4.3.4). Die Nullhypothese muss beibehalten werden, solange das Signifikanzniveau $>0,05$ ist. Dies würde bedeuten, dass die Datenreihen keine signifikanten Unterschiede aufweisen (LOZÁN & KAUSCH 1998; HARTUNG ET AL. 2005; SACHS & HEDDERICH 2006). In die Berechnungen wurden die Verteilungen der ermittelten Gesamtgehalte einbezogen.

Die Testergebnisse für die A-Horizonte zeigen in allen Fällen Überschreitungen des Signifikanzniveaus (siehe Tab.7.8). Am deutlichsten überschreiten die Ergebnisse von Cr (A-Horizonte) und Ni (M-Horizonte) die Signifikanzgrenze. Bezogen auf die ausgewählten Landnutzungsformen können für alle analysierten Elemente demnach keine Unterschiede in der Verteilung der Daten festgestellt werden. Ein signifikanter Unterschied zwischen landwirtschaftlicher, Siedlungs- oder Naturschutznutzung ist nicht gegeben.

Obwohl die mittleren Rangwerte keine signifikanten Angaben darstellen, zeigen Sie doch eine erwähnenswerte Tendenz (siehe Tab. 7.8), die im Folgenden behandelt werden soll.

Die durchschnittlichen Rangwerte von Zn, Pb und Cd in den A-Horizonten, die sich bezogen auf die Landnutzungen ergeben, weisen große Ähnlichkeiten auf. Die höchsten mittleren Rangzahlen werden den Landwirtschaftsflächen zugeordnet, es folgen die Siedlungsflächen. Mit etwas größerem Abstand (siehe Tab. 7.8) ergeben sich die niedrigsten Werte für die Naturschutzflächen. Die Testergebnisse zur Verteilung der Cu-Gehalte weisen die höchsten mittleren Rangzahlen für die Siedlungsnutzung auf, der Wert für die Landwirtschaftsflächen liegt allerdings nur wenig darunter. Der deutlich niedrigste Wert ist erneut den Naturschutzflächen zuzuordnen.

Die Siedlungsbereiche weisen die durchschnittlich höchsten Ränge der Ni-Gehalte auf. Analog zu der Darstellung in den Boxplots liegen die Werte, die der landwirtschaftlichen und der Naturschutznutzung zugeordnet sind, auf ähnlichem Niveau. Auch für die Cr-Gehalte liegen die mittleren Ränge zu den Landwirtschafts- und Naturschutzflächen auf vergleichbarem Niveau. Das Ergebnis der Siedlungsflächen liegt hier allerdings darunter (siehe Tab. 7.8).

Bei der Diskussion der Testergebnisse ist, wie auch schon bei den Boxplots, zu beachten, dass die Stichprobenzahl zu den Naturschutzgebieten gering ist. Die Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests zu den Elementen Cu, Zn, Pb und Cd sind stark durch den vom Bergbau geprägten Verteilungsgradienten entlang der Innerste beeinflusst (siehe hierzu auch Kap. 7.4.1). Dadurch sind auch die niedrigen mittleren Ränge der Naturschutzflächen zu erklären. Da die Grenzen des Signifikanzniveaus weit überschritten werden, sollte von einer Interpretation der Ergebnisse abgesehen werden. Dieses gilt besonders für die Ergebnisse, die nur geringe Unterschiede aufweisen. Die deutlichen Differenzen der Testergebnisse zu den Cr- und Ni-Gehalten sind nicht auf abnehmende Konzentrationen von den Bergbaugebieten zur Mündung der Innerste zurückzuführen. Das geforderte Signifikanzniveau wird nicht eingehalten, anhand der großen Differenzen mittlerer Ränge kann aber eine mögliche Tendenz erkannt werden. Dies gilt somit auch für die M-Horizonte (siehe Tab. 7.8).

Die durchschnittlichen Rangwerte zu den Schwermetallgesamtgehalten in den M-Horizonten weisen Ähnlichkeiten zu denen der A-Horizonte auf. Für Cu, Zn, Pb und Cd weisen die Naturschutzbereiche die mit Abstand niedrigsten durchschnittlichen Ränge auf. Die Ränge der Landwirtschafts- und Siedlungsflächen liegen auf vergleichbarem Niveau. Leichte Differenzen zu den A-Horizonten lassen die mittleren Ränge zu den Cr- und Ni-Gehalten erkennen (siehe Tab. 7.8). Während der durchschnittliche Rang der Siedlungsbereiche bei den Ni-Gehalten kleinere Unterschiede zu den beiden

weiteren Nutzungsformen aufweist, hebt sich der mittlere Rang der Cr-Gehalte der Naturschutzflächen besonders stark ab.

Tab.7.8: Ergebnisse des nichtparametrischen Kruskal-Wallis-Test zur Verteilung der Schwermetallgesamtgehalte bezogen auf die Landnutzung in den A- und M-Horizonten. Die Messergebnisse des Transekts LAN werden nicht einbezogen, da keine eindeutige Nutzung zugeordnet werden kann.

A-Horizonte		N	Mittlerer Rang	Asymptotische Signifikanz	M-Horizonte		N	Mittlerer Rang	Asymptotische Signifikanz
Cr	Landwirtschaft	15	18,30	,951	Cr	Landwirtschaft	15	16,03	,415
	Siedlung	14	17,36			Siedlung	14	18,14	
	Naturschutz	6	18,75			Naturschutz	6	22,58	
	Gesamt	35				Gesamt	35		
Ni	Landwirtschaft	15	16,57	,423	Ni	Landwirtschaft	15	17,77	,965
	Siedlung	14	20,71			Siedlung	14	18,54	
	Naturschutz	6	15,25			Naturschutz	6	17,33	
	Gesamt	35				Gesamt	35		
Cu	Landwirtschaft	15	18,47	,376	Cu	Landwirtschaft	15	18,13	,735
	Siedlung	14	19,71			Siedlung	14	19,07	
	Naturschutz	6	12,83			Naturschutz	6	15,17	
	Gesamt	35				Gesamt	35		
Zn	Landwirtschaft	15	19,53	,575	Zn	Landwirtschaft	15	18,77	,628
	Siedlung	14	17,93			Siedlung	14	18,75	
	Naturschutz	6	14,33			Naturschutz	6	14,33	
	Gesamt	35				Gesamt	35		
Pb	Landwirtschaft	15	19,43	,628	Pb	Landwirtschaft	15	18,57	,733
	Siedlung	14	17,89			Siedlung	14	18,68	
	Naturschutz	6	14,67			Naturschutz	6	15,00	
	Gesamt	35				Gesamt	35		
Cd	Landwirtschaft	15	19,93	,428	Cd	Landwirtschaft	15	18,87	,497
	Siedlung	14	17,86			Siedlung	14	19,00	
	Naturschutz	6	13,50			Naturschutz	6	13,50	
	Gesamt	35				Gesamt	35		

Aus den oben genannten Gründen wird von einer weiteren Einbeziehung der Messergebnisse der Elemente Cu, Zn, Pb und Cd in die Untersuchung der Auswirkung von unterschiedlichen Landnutzungsformen abgesehen. Der stark überprägende Einfluss der extrem hohen Schwermetallgesamtgehalte, zurückzuführen auf den Bergbau im Oberharz, lässt eine sinnvolle Deutung des Einflusses der Landnutzung nicht zu. Die Einflüsse durch unterschiedliche Landnutzungsformen führen in den häufigsten Fällen nicht zu solch hohen Variationen in den Gesamtgehalten, dass diese in der gegebenen Situation ausfindig gemacht werden könnten. Die vergleichsweise geringen Veränderungen der absoluten Gehalte durch variierende Landnutzungsarten - ohne den Einfluss von Bergbauaktivitäten und deren Folgen - lassen auch die Untersuchungen von WILCKE ET AL. (2005) und STEINWEG & KERTH (2010) erkennen. Im Folgenden sollen daher die Auswirkungen unterschiedlicher Landnutzungen auf den Schwermetall- und Nährstoffhaushalt der Innersteaue an den Elementen Cr und Ni diskutiert werden. KUDJELKA ET AL. (2002) und WILCKE ET AL. (2005) berichten ebenfalls von geringen Auswirkungen des Pb-Zn-Erz-Bergbaus auf die Gesamtgehalte von Cr und Ni in den umliegenden Böden. Die Veränderungen durch wechselnde Landnutzungen sollten also im Untersuchungsgebiet an diesen beiden Elementen am deutlichsten zum Vorschein kommen. Bei Betrachtung der Cr- und Ni-Messergebnisse muss aber immer bedacht werden, dass die Differenzen in den Verteilungen der entsprechenden Datenreihen nicht statistisch abgesichert sind. Die Auswirkungen der Landnutzung auf die Cr- und Ni-Gesamtgehalte in den Böden der Innersteaue werden in Kapitel 7.5 ausführlicher diskutiert.

Die Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests für die Nährstoffe Ca, Mg und Na weisen die gleiche Verteilung der mittleren Ränge in den A- und M-Horizonten auf. Die höchsten durchschnittlichen Ränge werden für die Daten der Naturschutzgebiete angegeben (siehe Tab. 7.9). Die zweithöchsten Werte weisen am häufigsten die mittleren Ränge der Landwirtschaftsflächen auf. Schon in der Ergebnisdarstellung sind die vergleichsweise hohen Ca-, Mg- und Na-Gehalte im Transekt HAS aufgefallen. Besonders sind hier die Natriumgehalte anzusprechen (siehe Kap. 6.1.7.3).

Die vergleichsweise niedrigen Messergebnisse aus den Bodenproben der landwirtschaftlich genutzten Bereiche, lassen sich durch den regelmäßigen Nährstoffentzug der Nutzpflanzen aus dem Boden erklären (SCHUBERT 2006; LAZAR ET AL. 2009; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Nach den Vorgaben des Bundesnaturschutzgesetzes (GASSNER & HEUGEL 2010) sind in Naturschutzgebieten Veränderungen jeglicher Art untersagt. Unter anderem durch den Eintrag von nährstoffreichem Sediment während Hochwasserereignissen (ENGELHARDT ET AL. 2000; GRISCHEK ET AL. 2000) können sich somit in den Naturschutzbereichen höhere Nährstoffgehalte entwickeln. Generell gelten Auenböden als bedeutende Senken für Nährstoffe, wie auch für Schwermetalle (MIEHLICH 2000). Der Tiefengradient der auf diese Art und Weise eingetragenen Elemente – die Abnahme mit zunehmender Tiefe – wurde bereits in Kapitel 7.3 erläutert. Eine Verlagerung der Schwermetalle durch den Einfluss des Sickerwassers, wie von BREDER ET AL. (1999) thematisiert (siehe Kap. 2), ist wegen der pH-Werte im neutralen Bereich nicht zu erwarten. In siedlungsgeprägten Bereichen ist der angesprochene Tiefengradient in der Regel nicht vorhanden. Die Tiefenverteilungen und auch die horizontalen Verteilungen der Schwermetall- und Nährstoffgehalte weisen in vielen Fällen starke Variationen auf (BURGHARDT 1994; SAUERWEIN 1998; BLUME 1998). Eine Anreicherung von Nährstoffen in Siedlungsbereichen findet häufig in Garten- und Parkanlagen durch Düngung statt (BLUME 1998). Nach den Ergebnissen des Kruskal-Wallis-Tests spielen die Anreicherungen von Nährstoffen in urbanen Böden im Untersuchungsgebiet eine untergeordnete Rolle (siehe Tab 7.9).

Tab. 7.9: Ergebnisse des nichtparametrischen Kruskal-Wallis-Test zur Verteilung der Nährstoffgehalte bezogen auf die Landnutzung in den A- und M-Horizonten. Die Messergebnisse des Transekts LAN werden nicht einbezogen, da keine eindeutige Nutzung zugeordnet werden kann.

A-Horizonte				M-Horizonte			
		N	Mittlerer Rang			N	Mittlerer Rang
Ca	Landwirtschaft	12	11,75	Ca	Landwirtschaft	12	11,25
	Siedlung	7	9,14		Siedlung	7	9,93
	Naturschutz	3	16,00		Naturschutz	3	16,17
	Gesamt	22			Gesamt	22	
			,299				,370
Mg	Landwirtschaft	12	11,71	Mg	Landwirtschaft	12	10,00
	Siedlung	7	8,71		Siedlung	7	10,79
	Naturschutz	3	17,17		Naturschutz	3	19,17
	Gesamt	22			Gesamt	22	
			,163				,085
Na	Landwirtschaft	12	10,25	Na	Landwirtschaft	12	10,42
	Siedlung	7	10,07		Siedlung	7	9,43
	Naturschutz	3	19,83		Naturschutz	3	20,67
	Gesamt	22			Gesamt	22	
			,057				,030
K	Landwirtschaft	12	13,88	K	Landwirtschaft	12	12,92
	Siedlung	7	8,57		Siedlung	7	7,57
	Naturschutz	3	8,83		Naturschutz	3	15,00
	Gesamt	22			Gesamt	22	
			,169				,133

Bei der Auswertung der Testergebnisse ist aber erneut zu beachten, dass lediglich Tendenzen angesprochen werden können, da eine Signifikanz von mindestens 95 % nur von den Ergebnissen zu den Na-Gehalten in den M-Horizonten eingehalten wird (siehe Tab. 7.9). Die Stichprobenzahl ist beson-

ders für die Datenreihen zu den Naturschutzgebieten sehr gering. Auch deshalb ist eine statistisch fundierte Analyse der Testergebnisse nicht möglich.

Dennoch seien auch die Verteilungstendenzen der K-Gehalte erwähnt. Diese zeigen ein anderes Muster als die Datenreihen von Ca, Mg und Na (siehe Tab. 7.9). Hohe durchschnittliche Ränge werden für die landwirtschaftlich genutzten Gebiete ermittelt. Diese sind höchstwahrscheinlich auf den Düngemiteleinsatz auf landwirtschaftlichen Flächen zurückzuführen. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2010) berichten über künstliche Zufuhr von K, die besonders für das Wachstum anspruchsvoller Kulturpflanzen, wie beispielsweise Weizen, nötig ist. Auch FIEDLER (2001) und SCHUBERT (2006) weisen auf bedeutende K-Einträge in Ackerböden durch Düngung hin.

Des Weiteren ist die deutliche Differenz zwischen den ermittelten Rangwerten zu den Naturschutzgebieten in den A- und M-Horizonten auffällig. Wie bereits in diesem Kapitel erwähnt, lassen sich die hohen Rangwerte in den M-Horizonten, LAZAR ET AL. (2009) zufolge, durch angereicherte Nähr- und Schadstoffe in den Böden, mit ausbleibender Entnahme durch Erntevorgänge erklären (KUNTZE & HERMS 1986; DINKELBERG ET AL. 2000; HAAG ET AL. 2007). Die Unterschiede zwischen den Rangwerten sind allerdings so hoch, dass die Begründung wohl eher in der äußerst geringen Stichprobenanzahl und dem Überschreiten des Signifikanzniveaus zu suchen ist. Dabei sei noch einmal darauf hingewiesen, dass sich die Interpretation der Testergebnisse nicht auf statistisch signifikante Werte bezieht, sondern nur Trends angesprochen werden können.

7.5 Auswirkungen der Landnutzung auf die Cr- und Ni-Gehalte

Bedeutende Quellen, die auf anthropogener Nutzung beruhen, sind für Cr die industrielle Metallverarbeitung (ALLOWAY 1999; BRADY & WEIL 2008; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010), Abwässer (VAN DER PERK 2006; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010; STÜCKRAD & WILCKE 2011) und der Mineraldüngereinsatz (ALLOWAY 1999; WILCKE ET AL. 2005; STÜCKRAD & WILCKE 2011). Auch Klärschlämme können hohe Cr-Gehalte aufweisen (VAN DER PERK 2006; BRADY & WEIL 2008), besonders wenn sie aus städtisch oder industriell geprägten Regionen stammen (ALLOWAY 1999). Die atmosphärische Deposition von Cr ist ebenfalls in städtischen Ballungsgebieten größer als in ländlich geprägten Räumen (ALLOWAY 1999), obwohl sie im Vergleich zu anderen Schwermetallen als gering einzustufen ist (STÜCKRAD & WILCKE 2011).

Im landwirtschaftlichen Bereich bildet die Düngung die bedeutendste Ni-Quelle (WILCKE ET AL. 2005; WILCKE 2011). Große Mengen an Ni werden außerdem durch die Verbrennung von flüssigen und festen Treib- und Heizstoffen, wie z.B. Kohle und Öl, an die Atmosphäre abgegeben (ALLOWAY 1999; BRADY & WEIL 2008; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Durch trockene oder feuchte Deposition gelangt das emittierte Ni in die Böden (WILCKE 2011). Weitere Ni-Quellen stellen Abwässer, Klärschlämme und Abfälle dar (HORNIG ET AL. 1991; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). WESSOLEK & RINGER (1998) geben auch den Kraftfahrzeugverkehr als Cr- und Ni-Quelle an. Die Einträge durch den Verkehr konzentrieren sich hauptsächlich in der näheren Umgebung der Verkehrswege und nehmen mit größer werdendem Abstand ab (MAYER 1977; VAN DER PERK 2006; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Die atmosphärische Deposition von Schwermetallen ist allgemein in der Nähe der Quelle am größten (FILIPINSKI & GRUPE 1990; VAN DER PERK 2006). Weitere Einflüsse bei der atmosphärischen Deposition stellen die Windrichtung, das Relief und die Exposition sowie die Niederschlagsverhältnisse dar (SCHULTE & BLUM 1997; LOBE ET AL. 1998; STÜCKRAD & WILCKE 2011). Cr und Ni werden auch durch den Bergbau und die anschließende Erzverarbeitung freigesetzt (VAN DER PERK 2006; BRADY & WEIL 2008), dies aber nahezu ausschließlich beim Abbau chrom- und nickelhaltiger Erze (GERDES 2001; STÜCKRAD & WILCKE 2011; WILCKE 2011). Die Analyseergebnisse belegen allerdings, dass der Bergbau in dieser Untersuchung nicht, oder nur in sehr geringem Maße, als Cr- oder Ni-Quelle in Frage kommt. ALLOWAY (1999) weist zusätzlich darauf hin, „daß [sic] für Chrom natürliche Quellen den höheren

Stellenwert besitzen, während über 80% der Nickelemissionen anthropogenen Ursprungs sind“ (ALLOWAY 1999: 191).

7.5.1 Fallbeispiel: Innersteaue im Bereich Hildesheim

Die Ergebnisse in Kapitel 7.4 zeigen, dass es keinen statistisch signifikanten Einfluss der Landnutzung auf den Schwermetallhaushalt der Böden in der Innersteaue gibt! Auch die Betrachtung kleinerer Teilabschnitte des Untersuchungsgebietes liefert keine statistisch belegbaren Ergebnisse, da die Stichprobenzahl zu gering ist. Deutliche Unterschiede in den Werten der mittleren Ränge (Kap. 7.4) lassen aber Tendenzen vermuten, die im Folgenden anhand eines Fallbeispiels gestützt werden sollen.

Die Stadt Hildesheim bildet im Untersuchungsgebiet den größten Siedlungsbereich. Die Einflüsse von Siedlungsbereichen, die auch von HORNIG ET AL. (1991), BURGHARDT (1994), GRUNEWALD (1994), LEWANDOWSKI ET AL. (1998), SAUERWEIN (1998), BLUME (1998), ALLOWAY (1999), WINDE (2000), HAAG ET AL. (2007), LAZAR ET AL. (2009), MEUSER (2010), STEINWEG & KERTH (2010), BLUME ET AL. (2011A) und MAKOWSKY & MEUSER (2011) beschrieben werden, sollten in diesem Abschnitt des Untersuchungsgebietes am deutlichsten zum Tragen kommen, falls sie in entsprechendem Maße auftreten.

Der ausgewählte Abschnitt des Untersuchungsgebietes erstreckt sich vom Transekt HEI bis zum Transekt AHR. Damit werden durch die Transekte HEI und AHR landwirtschaftlich beeinflusste Bereiche sowie durch die Transekte ROT und HAS auch Naturschutzbereiche erfasst. Eine Übersicht bietet Abbildung 7.4.

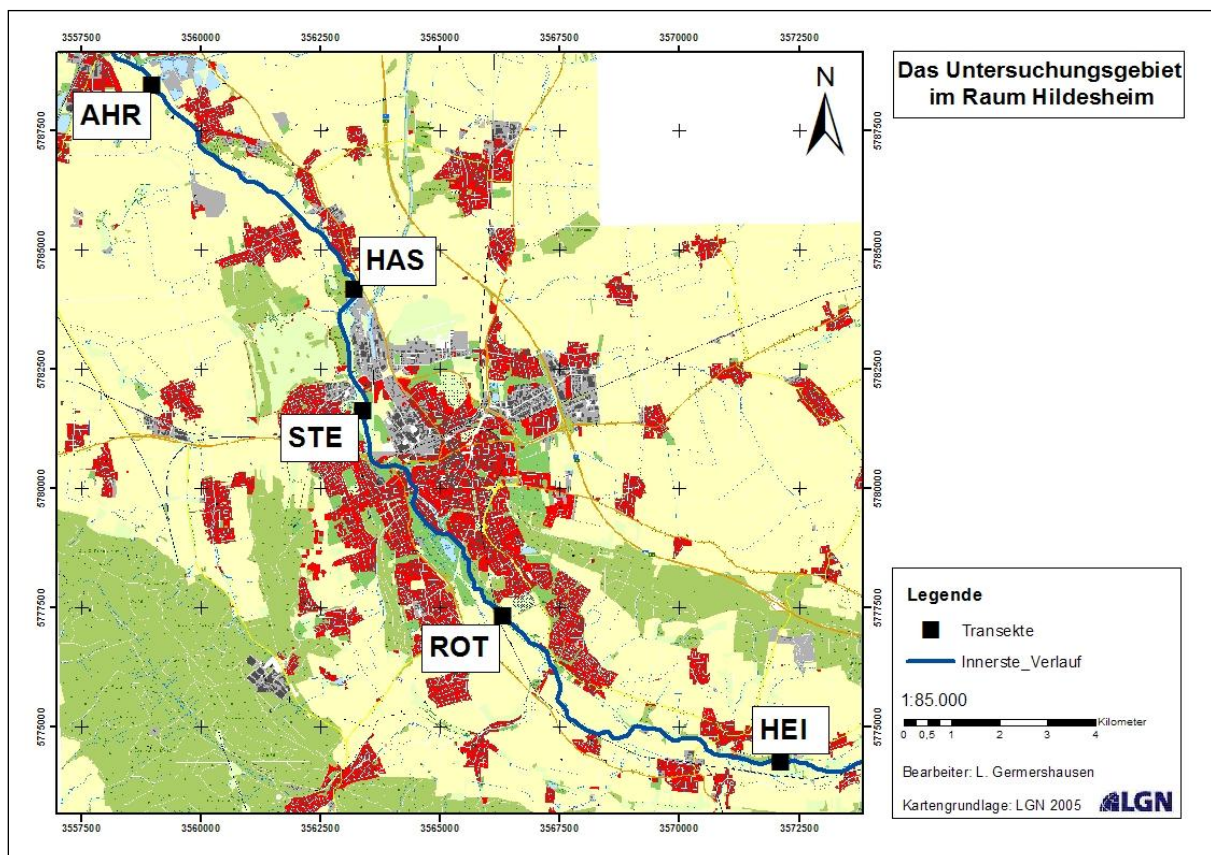


Abb. 7.4: Untersuchungsgebiet im Raum Hildesheim

Auswirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Cr- und Ni-Konzentrationen in Böden wurden bereits in Kapitel 7.5 angesprochen. Ebenfalls von GEBHARDT ET AL. (1988), BACCINI & VON STEIGER (1993), EMMERLING ET AL. (1997), BERGHOFFER ET AL. (1997), ALLOWAY (1999), BUNDESVERBAND BODEN

(2000), WILCKE ET AL. (2005), LAZAR ET AL. (2009) und BLUME ET AL. (2011A) werden Auswirkungen und Schwermetallquellen aus dieser Art der Landnutzung thematisiert.

Es ist davon auszugehen, dass die Naturschutzgebiete, bedingt durch ihre Lage, auch von den umliegenden Landnutzungsformen beeinflusst werden. Das Transekt ROT befindet sich in der Nähe zu meist landwirtschaftlich genutzter Flächen und das Transekt HAS im Einflussbereich siedlungsgeprägter Nutzung. Bereits erwähnt wurde der Eintrag von belasteten Sedimenten durch Hochwasser (DOBLER 1999; ENGELHARDT ET AL. 2000; GRISCHEK ET AL. 2000; WINDE 2000; TÜRK 2005; DEICKE 2009). Eine Anreicherung von Schwermetallen ist zu erwarten, da keine Entnahme, wie beispielsweise durch eine Ernte von Kulturpflanzen, erfolgt (KUNTZE & HERMS 1986; HAAG ET AL. 2007; DINKELBERG 2000; BLUME ET AL. 2011A).

Die Abbildungen 7.5 und 7.6 zeigen den Ausschnitt des Untersuchungsgebietes, der im Fallbeispiel betrachtet werden soll. Dargestellt sind die Cr- und Ni-Gesamtgehalte der flussnahen Bodenprofile aus den A- und M-Horizonten. Dabei ist zu beachten, dass die Abstände zwischen den Transekten nicht maßstabstreu dargestellt sind.

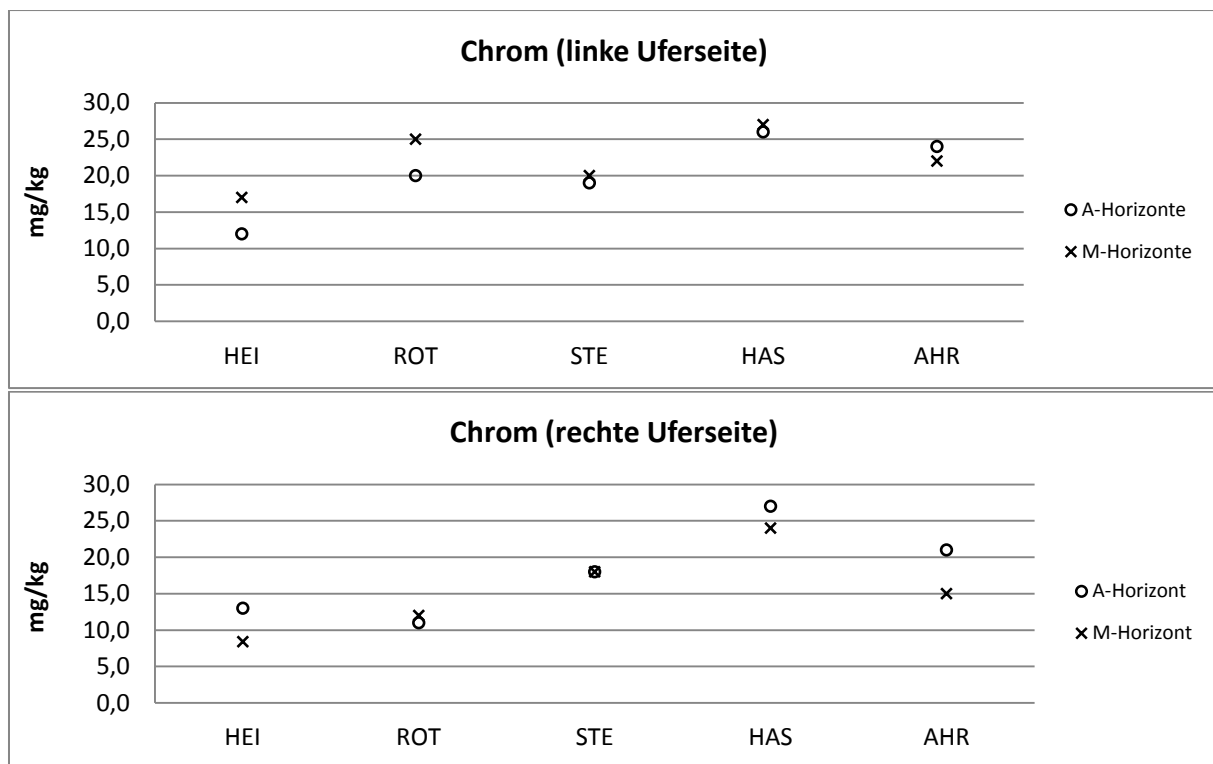


Abb. 7.5: Cr-Gesamtgehalte in den flussnahen Bodenprofilen des Untersuchungsgebietes in Hildesheim und Umgebung. Dargestellt sind die Ergebnisse der Bodenproben von der rechten (oben) und der linken (unten) Uferseite.

Besonders die Ergebnisse der linken Uferseite weisen vergleichsweise hohe Cr- und Ni-Gehalte im Bereich der Naturschutzgebiete auf. Für die Interpretation der Ergebnisse muss allerdings erwähnt werden, dass sich in unmittelbarer Nähe flussabwärts des Transektes HAS die Wehranlage einer Mühle befindet. Eigene Beobachtungen haben gezeigt, dass das Flusswasser in diesem Abschnitt über den Großteil eines Jahres sehr hoch gestaut wird. Während der Probeentnahme wies der Abstand zwischen der Wasseroberfläche und der Oberkante des Ufers auf beiden Seiten eine Differenz von etwa 30 cm auf. Die Fließgeschwindigkeit ist durch den Rückstau stark vermindert. Besonders im Frühjahr wurde häufiger eine leichte Überschwemmung kleiner Uferbereiche beobachtet. Durch die verminderte Fließgeschwindigkeit, auch bei leichtem Hochwasser, können viele Schwebstoffe sedimentiert werden (ENGELHARDT ET AL. 2000; GRISCHEK ET AL. 2000; MONSE & SCHMIDT 2000; WINDE 2000).

Auch DINKELBERG ET AL. (2000) berichten von erhöhter Akkumulation belasteter Sedimente durch den Einfluss von wasserstauenden Anlagen an Flussläufen. Die Ergebnisse der Schwermetallanalysen (siehe Kap.6.1.5) zeigen in den häufigsten Fällen auch für Cu, Zn, Pb und Cd erhöhte Gehalte im Transekt HAS.

Auf der linken Uferseite sind im Transekt ROT ebenfalls höhere Cr- und Ni-Gehalte gemessen worden als in dem unmittelbar flussaufwärts gelegenen Transekt HEI. Hier findet eine Anreicherung ohne den Einfluss eines wasserstauenden Bauwerks statt. Dies spricht für die Annahme der Erhöhung von Schwermetallgehalten in Naturschutzgebieten durch geringen anthropogene Direkteingriffe. Die Analyseergebnisse der Bodenproben der gegenüberliegenden Uferseite des Transekts ROT lassen keine Anreicherung im Vergleich zum Transekt HEI erkennen. Grund hierfür könnte die Reliefsituation sein (MONSE & SCHMIDT 2000; HÖHN ET AL. 2000; ENGELHARDT 2000; DINKELBERG ET AL. 2000). In geringer Distanz zum Ufer steigt das Gelände stark an (siehe Abb. A.1-7). Eine weitläufige Retentionsfläche, die sich verringernd auf die Fließgeschwindigkeit bei Hochwasserereignissen auswirkt, ist auf dieser Seite der Aue nicht gegeben. Die unverminderte Fließgeschwindigkeit führt somit zu einer geringeren Akkumulation der Schwebfracht während eines Hochwassers (MONSE & SCHMIDT 2000). Auf der linken Uferseite steht demgegenüber eine größere Retentionsfläche zur Verfügung.

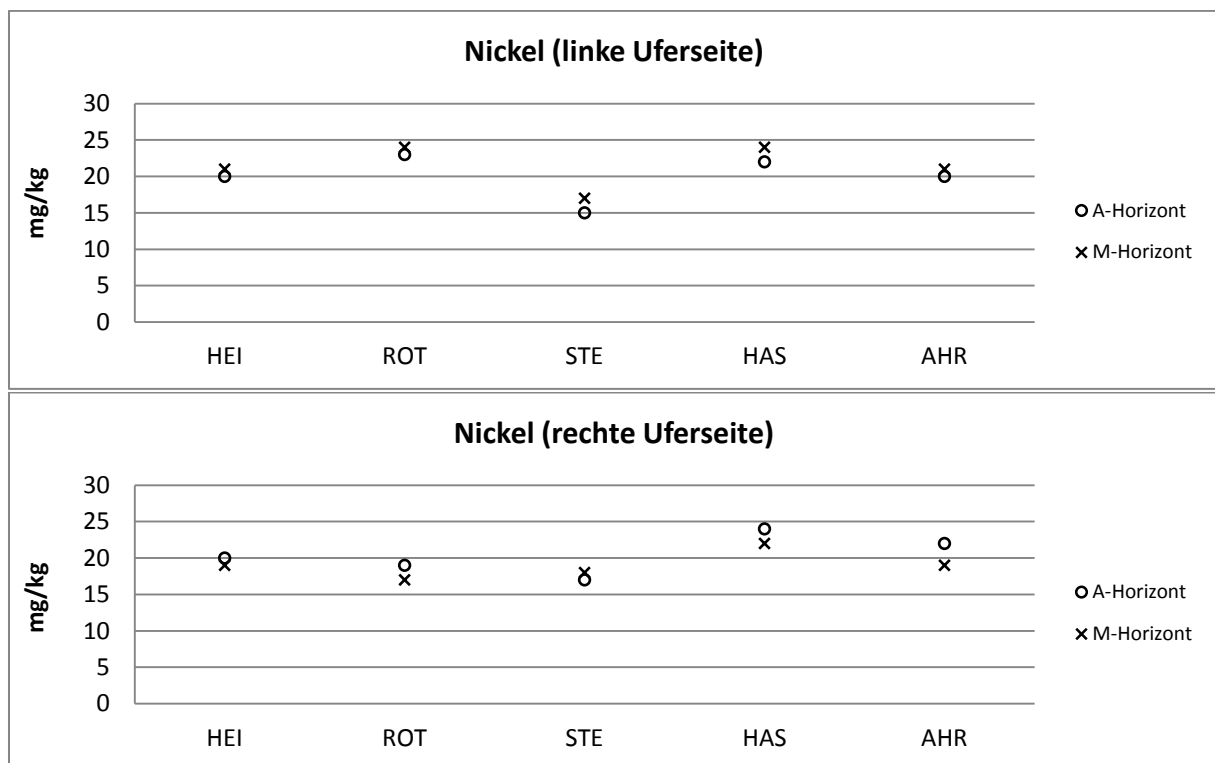


Abb. 7.6: Ni-Gesamtgehalte in den flussnahen Bodenprofilen des Untersuchungsgebietes in Hildesheim und Umgebung. Dargestellt sind die Ergebnisse der Bodenproben von der rechten (oben) und der linken (unten) Uferseite.

Die Auswirkungen des Siedlungsbereiches der Stadt Hildesheim scheinen laut Abbildungen 7.5 und 7.6 äußerst gering zu sein. Entgegen der Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests weisen die Cr-Gehalte auf der rechten Flussseite einen Anstieg von Transekt ROT zu Transekt STE auf. Dabei muss beachtet werden, dass der Siedlungseinfluss nicht am Transekt STE endet. Die ermittelten Cr- und Ni-Konzentrationen in den Bodenproben des Transekts HAS können zum Teil auch auf die Emissionen aus dem Stadtgebiet zurückzuführen sein. Diese Annahme wird besonders bestärkt, da die städtische Kläranlage erst unterhalb des Transekts STE in die Innerste entwässert. Auswirkungen auf die Schwermetallgehalte in Böden durch Abwässer aus Siedlungsbereichen behandeln u.a. MÜHLNICKEL ET

AL. (1989), HORNIG ET AL. (1991), LEWANDOWSKI ET AL. (1998), ALLOWAY (1999), VAN DER PERK (2006) und MEUSER (2010).

Der Einfluss der Siedlungsbereiche wird im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes deutlicher. Die Abbildungen 6.9 und 6.10 sowie 6.13 und 6.14 in Kapitel 6.1.5 lassen vermehrt hohe Gesamtgehalte an Cr und Ni in den A- und M-Horizonten der flussnahen Bodenprofile im Transekt PAL erkennen. Die Einflussnahme der Abwassereinleitungen aus einer kommunalen Kläranlage oberhalb von Palandsmühle (siehe auch Kap. 3.3) kann in dieser Untersuchung nicht bewiesen werden, ist aber nach VAN DER PERK (2006) sehr wahrscheinlich. Aber auch die metallverarbeitenden Unternehmen in Langelsheim (KNOLLE 2009) sowie ehemalige Schlackenhalde (EGGERS 1996) können als Quellen in diesem Abschnitt in Frage kommen. Verstärkte Cr- und Ni-Auswaschungen aus Halden, wie beispielsweise der „Schlackenhalde Bredelem“, sind allerdings nicht zu erwarten, da in diesen Halden hauptsächlich die Nebenprodukte des Bergbaus auf Pb-, Zn- und Cu-Erze deponiert wurden (KNOLLE 2009). Bei der Interpretation der Ergebnisse müssen viele unterschiedliche Beeinflussungen in Betracht gezogen werden (BLUME ET AL. 2011A), die eine Zuordnung zu einer bestimmten Landnutzungsart erschweren. Überschneidende Einflüsse können beispielsweise durch Kläranlagen gegeben sein, die in landwirtschaftlich geprägten Bereichen liegen, wie dies südlich der Ortschaft Ahrbergen (Kläranlage Giesen) der Fall ist (FAASCH ET AL. 2001). In Siedlungsbereichen spielen auch wasserbauliche Maßnahmen eine entscheidende Rolle, da durch den Verbau der Gewässersohle, z.B. durch Betonierung, auf die Fließgeschwindigkeit und somit auch auf das Sedimentationsverhalten Einfluss ausgeübt wird. Durch die Befestigung der Sohle oder die Begradigung des Flusslaufes wird die Fließgeschwindigkeit erhöht (ZEVENBERG ET AL. 2011).

Die Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests weisen für Cr- und Ni-Gehalte in den Böden der landwirtschaftlich beeinflussten Gebiete meist niedrigere durchschnittliche Ränge auf als die naturschutz- oder siedlungsbeeinflussten Bereiche. Diese Tendenz ist auch im Umfeld von Hildesheim auszumachen. Ausnahmslos zeigen die Cr- und Ni-Gehalte aus den Bodenproben der landwirtschaftlich geprägten Gebiete einen abnehmenden Trend zu den flussaufwärts gelegenen Standorten.

Auch wenn nur ein äußerst geringer Teil der hohen Schwermetallgesamtgehalte mobil ist, gilt eine ökologische Relevanz anhand des Überschreitens der Prüf- und Maßnahmenwerte der BBODSCHV (1999) dennoch als nachgewiesen (siehe Kap. 7.1.4). Die Ausmaße des Entzugs von Cr und Ni aus den Böden, durch die Aufnahme in Kulturpflanzen (GRUPE & KUNTZE 1988; FREY & LÖSCH 2004; FELDWISCH ET AL. 2004; SIELAFF 2005; MARSCHNER ET AL. 2010; HUND-RINKE & KÖRDEL 2012) und spätere Ernte (KUNTZE & HERMS 1986; GISI 1997; HAAG ET AL. 2007; DINKELBERG ET AL. 2000; LAZAR ET AL. 2009; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010; BLUME ET AL. 2011A), konnten aber durch die Untersuchungen nicht belegt werden. Aufgrund der pH-Werte im neutralen Bereich ist nicht von einer Steigerung der Mobilität auszugehen (HORNBERG & BRÜMMER 1993; GRUNEWALD 1994; HORNBERG ET AL. 1995; HILLER & BRÜMMER 1997; GRUNEWALD 1997; ALLOWAY 1999; FRANKE & NEUMEISTER 2000; DINKELBERG ET AL. 2000; KUDJELKA ET AL. 2002; WILCKE ET AL. 2005; VAN DER PERK 2006; BRADY & WEIL 2008; BLUME ET AL. 2011A).

Dennoch wirken sich auch Maßnahmen der landwirtschaftlichen Bodenbearbeitung, wegen der Auflockerung und Durchmischung, senkend auf die Schwermetallgehalte in den oberen Bodenhorizonten aus (BUNDESVERBAND BODEN 2000).

Tendenziell sind die Auswirkungen unterschiedlicher Landnutzung im Untersuchungsgebiet, wie sie auch durch die Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests angedeutet sind, erkennbar. Vorsicht ist dennoch geboten, da sich die Verteilungen der Cr- und Ni-Gehalte, erkennbar anhand der Diagramme der Längsprofile (Abb. 6.9, 6.10, 6.13 und 6.14), nur sehr gering unterscheiden. Die deutlichen Unterschiede in den Ergebnissen der Kruskal-Wallis-Tests können auf die geringe Stichprobenzahl zurückzuführen sein. Weiterhin gibt es keinen statistischen Beleg, der die Trends untermauert. Heterogene Verteilungen der Schwermetallkonzentrationen innerhalb der Böden in den Transekten erschweren die Interpretation der Ergebnisse zusätzlich. Diese kleinräumigen Differenzen der Schwermetallgehal-

te in den Auenböden weisen eindeutig auf den anthropogen geprägten Charakter hin (DINKELBERG ET AL. 2000). Künstliche Bauwerke die eine Verminderung der Fließgeschwindigkeit des Wassers herbeiführen, wirken sich zudem auf die Verteilung der Schwermetalle in den Flussauen aus (DINKELBERG ET AL. 2000).

8 Fazit und Ausblick

Die Erfassung der Auswirkungen unterschiedlicher Landnutzung auf den Schwermetall- und Nährstoffhaushalt der Böden in der Innersteaue, stellt das Ziel dieser Arbeit dar. Eine ausgegebene Hypothese bezieht sich auf die Annahme, dass die Elemente Cr und Ni Unterschiede im Bezug auf die verschiedenen Landnutzungsarten aufweisen, während anhand der „harzbürtigen“ Schwermetalle Cu, Zn, Pb, und Cd keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden können (siehe Kap. 1).

Die Untersuchungsergebnisse bestätigen die Annahme, dass anhand der Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Gesamtgehalte keine statistisch belegbaren Unterschiede zwischen den Landnutzungsformen auszumachen sind. Zurückzuführen ist dies auf den horizontalen Verteilungsgradienten entlang des Innerste-Längsprofils vom Harz bis zur Mündung. Diesbezüglich weisen die ermittelten Gesamtgehalte einen typischen Gradienten belasteter Flussauen auf (u.a. ALLOWAY 1999). Die zum Teil extrem erhöhten Gehalte lassen einen deutlichen Abnahmetrend in Fließrichtung erkennen. Dennoch werden die Auswirkungen der Landnutzung auf die Konzentrationen von Cu, Zn, Pb und Cd durch die Folgen des Bergbaus im Harz sehr stark überprägt, weshalb eine Untersuchung der landnutzungsbedingten Einflüsse keine signifikanten Ergebnisse liefert. Die Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests bestätigen ebenfalls, dass durch die Analyseergebnisse der Elemente Cu, Zn, Pb und Cd keine Veränderungen in der Landnutzung zu belegen sind.

Durch die Ergebnisse der Korrelationsanalysen konnten größtenteils signifikante Aussagen zu den Beziehungen zwischen den verschiedenen Schwermetallen getätigt werden. Die hohen Korrelationen zwischen Cu, Zn, Pb und Cd bestätigen die engen Beziehungen der Elemente zueinander. Cr und Ni weisen geringere Beziehungen zueinander und zu den übrigen Schwermetallen auf. Dadurch ist auch statistisch bestätigt, dass die Konzentrationen von Cr und Ni nicht dem Verteilungsmuster der Elemente Cu, Zn, Pb und Cd unterliegen. Für die Erfassung der Auswirkungen der Landnutzung sind in dieser Untersuchung die Elemente Cr und Ni am geeignetsten. Die Kruskal-Wallis-Tests weisen allerdings auch für Cr und Ni keine signifikanten Ergebnisse auf. Bei Betrachtung der durchschnittlichen Ränge lassen sich aber Tendenzen für bestimmte Landnutzungsarten ausmachen.

Die Hypothesen zu den drei ausgewählten Landnutzungsarten besagen, dass die Schwermetallgesamtgehalte in den Böden der landwirtschaftlich genutzten Bereiche vergleichsweise geringe Werte aufweisen, die Schwermetallgesamtgehalte in den Böden der Naturschutzflächen im Vergleich dazu hoch sind und dass die Siedlungsbereiche ansteigende Schwermetallgehalte in den Böden zur Folge haben (siehe Kap. 1).

Im Bezug auf die unterschiedlichen Landnutzungen spielt die Mobilität der Schwermetalle in den Böden eine wichtige Rolle. Nutzungsänderungen können sich beispielsweise auf den pH-Wert, den Gehalt organischer Substanz und die Korngrößenzusammensetzung auswirken. Dies sind allesamt bedeutende Faktoren für die Bindung der Schwermetalle in den Böden (u.a. HORNBERG & BRÜMMER 1993). Aufgrund der geringen Schwankungen des pH-Wertes um den neutralen Bereich ist davon auszugehen, dass die Mobilität der Schwermetalle gering ist (u.a. VAN DER PERK 2006). Die Korrelationsanalysen ergaben ebenfalls keine starke Abhängigkeit der Schwermetallgehalte vom pH-Wert. Gleiches gilt für die Abhängigkeit der Schwermetalle von dem Gehalt organischer Substanz im Boden. Die Ergebnisse der Bestimmung der pflanzenverfügbaren Fraktion der Schwermetalle bestätigen diese Annahme. Obwohl die Schwermetalle Cu, Zn, Pb und Cd, in den meisten Bodenproben sehr hohe Konzentrationen aufweisen, sind die Anteile der pflanzenverfügbaren Fraktionen an den Ge-

samtgehalten sehr gering. Dennoch müssen die ermittelten mobilen Fraktionen als ökologisch relevant eingestuft werden (BBodSchV 1999).

Anhand der Untersuchungen zu den Beziehungen zwischen den Schwermetallkonzentrationen und den Bodenarten, ergibt sich ein weiterer Beleg für die unterschiedlichen Quellen der Schwermetallgruppe Cr und Ni sowie der Schwermetallgruppe Cu, Zn, Pb und Cd. Die stark positiven Korrelationen zwischen Cu, Zn, Pb sowie Cd und der Sandfraktion weisen auf die Freisetzung durch Bergbauaktivitäten hin (u.a. KAUFMANN-BOLL ET AL. 2010). Vor allem die Cr-Gehalte offenbaren demgegenüber einen großen Zusammenhang mit den feineren Bodenfraktionen. Anthropogen eingetragene Schwermetalle werden meist primär in mobilisierbarer Form u.a. an Tonmineralen gebunden (u.a. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Da die Landnutzung mit mehr oder weniger starken anthropogenen Eingriffen in Verbindung zu bringen ist, wird bei der Verifizierung oder Falsifizierung der Hypothesen das Hauptaugenmerk auf die Elemente Cr und Ni gelegt. Vergleichsweise hohe durchschnittliche Cr-Gehalte weisen die Böden der Naturschutzgebiete auf, während die höchsten mittleren Ränge der Ni-Gehalte den Böden der Siedlungsbereiche zugeordnet werden.

Wie in Kapitel 7.5 dargestellt, lassen sich die festgestellten Tendenzen aus den Ergebnissen der Kruskal-Wallis-Tests durch verschiedene Einflüsse in den Bereichen der jeweiligen Landnutzung erklären. Die hohen Gehalte in den Böden der Naturschutzgebiete können beispielsweise auf den ausbleibenden Stoffaustrag durch Ernte hindeuten, wie u.a. von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2010) beschrieben. Ni wird in großen Mengen durch die Verbrennung von Heiz- und Treibstoffen freigesetzt (u.a. BRADY & WEIL 2008). Das könnte der Grund für die hohen Ni-Konzentrationen in den Böden der Siedlungsbereiche sein (u.a. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 2010). Die Ni-Emissionen sind stärker von anthropogenen Quellen abhängig (ALLOWAY 1999), wodurch sich die vergleichsweise niedrigen Ni-Gehalte in den Böden der Naturschutz- und Landwirtschaftsflächen erklären lassen. Es muss allerdings nochmals hervorgehoben werden, dass die Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests das geforderte Signifikanzniveau nicht einhalten. Ein statistischer Beleg für die Auswirkungen der unterschiedlichen Landnutzungsarten ist aus diesem Grund nicht gegeben. Die Cr- und Ni-Konzentrationen weisen in den einzelnen Bereichen der Landnutzung keine vergleichbaren Muster in den Böden auf. Die hohen durchschnittlichen Ni-Konzentrationen in den Böden der Siedlungsbereiche bestärken tendenziell die Hypothese zu dieser Landnutzungsform. Die Ergebnisse der Tests ordnen den Böden der Naturschutzgebiete einen hohen mittleren Rang für die Cr-Gehalte zu. Dadurch kann tendenziell die Hypothese zu den Naturschutzflächen belegt werden. Die ermittelten durchschnittlichen Ränge der Cr- und Ni-Gehalte zu den Böden der Landwirtschaftsflächen heben sich nicht bedeutend ab. Es ist aber auch nicht festzustellen, dass sie im Gegensatz zu den anderen Landnutzungsarten besonders niedrig sind. Tendenziell muss die Hypothese zu den landwirtschaftlich beeinflussten Gebieten also abgelehnt werden. Die Aussagen zu den Siedlungsbereichen und den Naturschutzgebieten stützen sich allerdings jeweils nur auf die Konzentrationen eines Elementes. Schon dadurch ist eine generelle Verifizierung oder Falsifizierung der Hypothesen nicht möglich. Zumal beobachtet werden kann, dass die Verteilungsmuster der Konzentrationen von Cr und Ni über die Längsprofile betrachtet kaum Unterschiede aufweisen.

Die Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests für die Na-Gehalte in den M-Horizonten erfüllen als einzige das Signifikanzniveau. Sie weisen also eindeutige Unterschiede in den Datenreihen der Analyseergebnisse aus den Bodenproben der einzelnen Landnutzungsarten auf. Die Ergebnisse zu den Gehalten von Ca und Mg weisen aber für beide analysierten Horizonte vergleichbare Ergebnisse auf. Das gilt auch für die Na-Gehalte in den A-Horizonten. Die Ergebnisse weisen sehr deutlich auf eine Anreicherung von Ca, Mg und Na in den Böden der Naturschutzgebiete hin. Bei der Auswertung sind die geringen Stichprobenzahlen zu beachten. Eine Erklärung für die Anreicherung ergibt sich, wie schon bei der Betrachtung der Schwermetallkonzentrationen erwähnt, u.a. durch die ausbleibende Entnahme organischer Masse durch Ernte (u.a. LAZAR ET AL. 2009).

Die Ergebnisse zu den K-Gehalten halten das geforderte Signifikanzniveau nicht ein, lassen aber tendenziell hohe mittlere Gehalte in den Böden der landwirtschaftlich genutzten Bereiche erkennen. Auch hier ist auf die geringe Stichprobenzahl hinzuweisen. Die hohen K-Konzentrationen können besonders auf die Zufuhr über Düngemittel zurückzuführen sein (u.a. SCHUBERT 2006).

Zusammenfassend ist zu konstatieren, dass die aufgestellten Hypothesen zu den verschiedenen Landnutzungsarten, aufgrund mangelnder Signifikanz der Testergebnisse, weder bestätigt oder abgelehnt werden können. Eine eindeutige Auswirkung der Landnutzung auf den Schwermetallhaushalt der Böden in der Innersteaue kann nicht festgestellt werden.

Dennoch lassen die Auswertungen der Verteilungsmuster und die Ergebnisse der nichtparametrischen Tests Trends erkennen, die auf Differenzen in den Schwermetallkonzentrationen, hervorgerufen durch Landnutzungsänderungen, hinweisen.

Da die Gesamtgehalte der „harzbürtigen“ Schwermetalle (Cu, Zn, Pb und Cd) extrem durch die Freisetzung infolge der Bergbautätigkeiten geprägt sind und damit keine Auswirkungen durch die Landnutzung erfasst werden können, eignen sich in dieser Untersuchung die Elemente Cr und Ni am besten für diesen Zweck. Aufgrund der starken Überprägung der Cu-, Zn-, Pb- und Cd-Konzentrationen entlang des Längsprofils der Innersteaue ist die Hypothese, dass anhand dieser Schwermetallgehalte keine Auswirkungen der Landnutzung auszumachen sind, bestätigt.

8.1 Ausblick

Die Kenntnis über die Auswirkungen der Landnutzung auf den Schwermetall- und Nährstoffhaushalt in Böden, auch bei starker Schadstoffkontamination, kann viel zum richtigen Umgang mit dem Umweltmedium beitragen. Die Ausweisungen der Bodenplanungsgebietsverordnungen der Landkreise Goslar, Hildesheim und der Stadt Hildesheim zeigen, dass sich diesem Thema mit entsprechender Sensibilität genähert wird. Es wirken sehr viele äußerliche Einflüsse, ob natürlicher oder anthropogener Art, auf die pedologischen Prozesse ein, die zu unterschiedlichen Effekten in den Böden führen können. Auch wenn sich diese Böden in ein und demselben Landschaftsökosystem, wie z.B. einer Flussaue befinden (u.a. KUNTZE ET AL. 1994).

Auswirkungen der Landnutzung auf die Schwermetallgehalte in den Böden der Innersteaue konnten nicht signifikant bestätigt werden. Ein Grund dafür sind u.a. die vielen verschiedenen Einflüsse die sich in vielen Bereichen auch überschneiden. Die Deposition von Schwermetallen aus der Atmosphäre kann beispielsweise sehr großflächig stattfinden (u.a. VAN DER PERK 2006). Um genauere Ergebnisse erzielen zu können, müssten Untersuchungen an kleineren Teilabschnitten vorgenommen werden. Damit besteht auch eine größere Chance einzelne Einflussfaktoren zu differenzieren und den Nutzungsformen zuzuordnen.

Um genauere Aussagen zu den Schwermetallquellen tätigen zu können, kann auch die Isotopenanalytik genutzt werden. Anhand der Massenunterschiede von Schwermetallisotopen können beispielsweise Anreicherungen aus anthropogenen Quellen oder die Verlagerung von kontaminiertem Sediment nachgewiesen werden (BIGALKE 2010; KERSTEN ET AL. 2011). Die vielen verschiedenen Quellen, die besonders in den Siedlungsbereichen auf kleinem Raum vorhanden sind, können allerdings eine Verfälschung der Ergebnisse hervorrufen. Auch durch Vegetation und die organische Bodenauf-lage können die Isotopensignale variieren (ESTRADE ET AL. 2011; KERSTEN ET AL. 2011).

Die Interpretation der Analyseergebnisse wird ebenfalls durch die Folgen des Wasserstaus an Wehranlagen beeinflusst, wie auch das behandelte Fallbeispiel gezeigt hat. Auch historische Bau-maßnahmen, darunter fallen auch die Begradigung und Befestigung vom Flusslauf, sollten bei der Untersuchung von Teilabschnitten nicht außer Acht gelassen werden.

Um signifikante Ergebnisse zu erlangen, müsste eine größere Stichprobenzahl vorliegen. Die Abstände der Beprobungsstandorte zueinander müssten daher reduziert werden. Die feinere Auflösung der Datenquellen lässt damit auch spezifischere Aussagen zu den unterschiedlichen Folgen der Land-

nutzungen zu und Interpretationsfehler durch die Heterogenität der Verteilung von Elementkonzentrationen, die für Flussauen typisch ist (u.a. DINKELBERG ET AL. 2000), können somit verringert werden.

Da die Böden ein Umweltschutzgut mit immenser Bedeutung für den Menschen darstellen, ist es erstrebenswert auch kleinräumige Veränderungen in den Böden zu erfassen. Mit Hinblick auf den vorsorgenden Bodenschutz und der Verbesserung von Bodenschutzkonzepten, wie von FORTMANN ET AL. (2007) beschrieben, sollte der Versuch unternommen werden alle, auf ein Landschaftsökosystem einwirkenden, Einflüsse zu erfassen und zu bewerten. Ein kleinräumiges Monitoring ist anzustreben.

Literatur

- AHNERT, F. (2003): Einführung in die Geomorphologie. 3. Auflage. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- ALLOWAY, B.J. [Hrsg.] (1999): Schwermetalle in Böden – Analytik, Konzentration, Wechselwirkungen. Berlin, Heidelberg: Springer.
- BACCINI, P. & B. VON STEIGER (1993): Die Stoffbilanzierung landwirtschaftlicher Böden – Eine Methode zur Früherkennung von Bodenveränderungen. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 156. S. 45-54. Weinheim: VCH Verlag.
- BAHRENBERG, G. (2010): Statistische Methoden in der Geographie. Band 1, Univariate und bivariate Statistik. 5. Auflage. Stuttgart: Bornträger.
- BARSCH, H. (2000): Arbeitsmethoden in Physiogeographie und Geoökologie. Gotha: Klett-Perthes.
- BARTLETT, R.J. & B.R. JAMES (1988): Mobility and bioavailability of chromium in soils. Advances in Environmental Sciences and Technology, 20. S. 267-304.
- BERGHOFER, R.; WILCKE, W.; LINKEŠ, V.; NESTROY, O. & W. ZECH (1997): Changes of Al and heavy metal concentrations in Slovak soils during the last 25 years. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 160. S. 469-474. Weinheim: VCH Verlag.
- BEUG, H.-J., HENRION, I. & A. SCHMÜSER (1999): Landschaftsgeschichte im Hochharz – Die Entwicklung der Wälder und Moore seit dem Ende der letzten Eiszeit. Gesellschaft zur Förderung des Nationalparks Harz e.V. [Hrsg.]. Clausthal-Zellerfeld: Papierflieger Verlag
- BEZIRKSREGIERUNG BRAUNSCHWEIG (1976): Verordnung über das Naturschutzgebiet „Schlackenhalde Bredelem“. Landkreis Gandersheim.
- BEZIRKSREGIERUNG HANNOVER (1986): Verordnung über das Naturschutzgebiet „Am roten Steine“ in der Stadt Hildesheim.
- BEZIRKSREGIERUNG HANNOVER (1996): Verordnung über das Naturschutzgebiet „AhrbergerHolz/Groß Förster Holz“ in der Gemeinde Giesen, Landkreis Hildesheim.
- BEZIRKSREGIERUNG HANNOVER (2001): Verordnung der Bezirksregierung Hannover über das Naturschutzgebiet „Leineaue zwischen Ruthe und Koldingen“ in den Städten Pattensen und Laatzen, Landkreis Hannover, sowie in der Stadt Sarstedt, Landkreis Hildesheim.
- BIGALKE, M.; WEYER, S.; KOBZA, J. & W. WILCKE (2010): Stable Cu and Zn isotope ratios as tracers of sources and transport of Cu and Zn in contaminated soil. Geochimica et Cosmochimica Acta, 74. S. 6801-6813. Elsevier.
- BLUME, H.-P. (1998): Böden. In: SUKOPP, H. & R. WITTIG [Hrsg.] (1998): Stadtökologie. 2. Auflage. Stuttgart: G. Fischer.
- BLUME, H.-P.; DELLER, B.; FURTMANN, K.; LESCHBER, R.; PAETZ, A. & B.-M. WILKE (2000): Handbuch der Bodenuntersuchung – Terminologie, Verfahrensvorschriften und Datenblätter. Physikalische, chemische, biologische Untersuchungsverfahren. Gesetzliche Regelwerke – Grundwerk. Loseblattsammlung. Deutsches Institut für Normung e.V. [Hrsg.]. 14 Bände. Berlin: Beuth.
- BLUME, H.-P.; STAHR, K. & P. LEINWEBER (2011): Bodenkundliches Praktikum. 3. Auflage. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- BLUME, H.-P.; HORN, R.; THIELE-BRUHN, S. (2011a): Handbuch des Bodenschutzes. 4. Aufl. Weinheim: Wiley-VCH Verlag.
- BRADY, N.C. & R.R. WEIL (2008): The nature and properties of soils. 14th Edition. New Jersey: Pearson.
- BRANDT, O. (2003): Eintrags- und Wirkungspfade von Schwermetallen und Arsen in Flussaue-Systemen am Beispiel der Mulde zwischen Bitterfeld/Wolfen und Dessau, Sachsen-Anhalt. Dissertation. Technische Universität Berlin.
- BREDER, C.; DANIELS, F.J.A.; FINKE, C.; MEYER, E.I.; RARDEY, A.; POETSCHKE, A.; SCHUBERT, W.; SINDRAM, D.; VON WILLERT, D.J. & M. WILHELM (1999): Schutzgebiets- und Biotopverbundplanung für Schwermetallstandorte im Raum Blankenrode (Weserbergland). In: PARDEY, A. (1999): Naturschutz-Rahmen-Konzeption Galmeifluren NRW – Schutzgebiets- und Biotopverbundplanung für naturschutzwürdige Biotopkomplexe im Bereich nordrhein-westfälischer Schwermetallstandorte (Schwermetallrasen, Heiden, Halbtrockenrasen, Felsen, Schotterfluren, Wiesen, Gewässer

- und Gehölze). Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenforschung und Forsten NRW, 16. S. 189-222.
- BROSIOUS, D.; KRAH, C.; MEIBEYER, W.; STORCH, D. & M. WISWE (1990): Der Harz –Schriftenreihe der Niedersächsischen Landeszentrale für politische Bildung. Braunschweig: Meyer.
- BRÜMMER, G.W.; GERTH, J. & U. HERMS (1986): Heavy metal species, mobility and availability in soils. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 149. S. 382-398. Weinheim: VCH Verlag.
- BUERSTEDDE, W. (2003): Gewässerunterhaltung im Einzugsgebiet der Hildesheimer Innerste. In: HOFMEISTER, H. (2003): Naturraum Innerstetal: Natur und Landschaft im Landkreis Hildesheim. Mitteilungen der Paul-Feindt-Stiftung. Band 4. S. 27-31. Hildesheim: Gerstenberg.
- BUNDESBODENSCHUTZVERORDNUNG (1999): Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung, BGBL, 1. Teil. Bundesministerium der Justiz.
- BUNDESVERBAND BODEN [Hrsg.] (2000): Böden und Schadstoffe – Bedeutung von Bodeneigenschaften bei stofflichen Belastungen. BVB-Materialien, Band 4. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- BURGDORF, M. (2003): Naturschutzgebiet „Am Roten Steine“. In: HOFMEISTER, H. (2003): Naturraum Innerstetal: Natur und Landschaft im Landkreis Hildesheim. Mitteilungen der Paul-Feindt-Stiftung. Band 4. S. 101-106. Hildesheim: Gerstenberg.
- BURGHARDT, W. (1994): Soils in urban and industrial environments. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 157. S. 205-214. Weinheim: VCH Verlag.
- DAUNERT, K.; RIESEN, M. & W. SCHMOTZ (2010): (Fast) ein Jahrzehnt „Bodenplanungsgebiet Harz im Landkreis Goslar“ eine Zwischenbilanz. Zeitschrift Bodenschutz, 2/10. S. 42-47. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- DEICKE, M. (2009): Mining heritage in Germany – Mining and smelting in the Harz Mountains a never-ending environmental story. Freiburger Forschungshefte, C 523 Geowissenschaften. S. 71-78. Sustainable Mining and Environment – a German – Latin American Perspective. Breitkreuz, C. & C. Drebenstedt [Hrsg.]. Bergakademie Freiberg.
- DERZ, K.; BERNHARDT, C.; HENNECKE, D. & W. KÖRDEL (2012): Ansätze zur Bewertung der Verfügbarkeit von Schadstoffen im nachsorgenden Bodenschutz. Zeitschrift Bodenschutz, 4/12. S. 108-112. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (2013): Klimadaten für Messstationen in Deutschland – Mittelwerte 30jähriger Perioden. URL: <http://www.dwd.de/bvbw/dwdwww/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=_dwdwww_klima_umwelt_klimadaten_deutschland&T82002gsbDocumentPath=Navigation%2Foeffentlichkeit%2F_klima_Umwelt%2F> Zugriff: 06.02.2013.
- DINKELBERG, W.; RITSCHEL, J. & R. SCHULTZ-STERMBERG (2000): Problematik der Stoffbelastung von Überschwemmungsböden. Studien und Tagungsberichte 24. Landesumweltamt Brandenburg.
- DOBLER, L. (1999): Der Einfluss der Bergbaugeschichte im Ostharz auf die Schwermetalltiefengradienten in historischen Sedimenten und die fluviale Schwermetalldispersion in den Einzugsgebieten von Bode und Selke im Harz. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. ULB Sachsen-Anhalt.
- DÜWEL, O.; SCHMIDT, S. & J. UTERMANN (2004): Erhebung und Ableitung von Hintergrundwerten für anorganische und organische Stoffe in deutschen Böden – Sachstand zu bundes- und landesspezifischen Auswertungen. Zeitschrift Bodenschutz, 3/04. S. 84-87. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- EGGERS, B. (1996): Schwermetallbelastung von Schwebstoffen und Sediment an Oker und Innerste. Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung der Weser (ARGE Weser), Schriftenreihe, Heft 4. Wassergütestelle Weser im Niedersächsischen Landesamt für Ökologie, Hannover.
- EGGERS, B. (2004): Verteilung und Bindungsverhalten ausgewählter Schwermetalle in Auenböden der Oker und Ecker (Harzvorland). Braunschweiger geowissenschaftliche Arbeiten, 27.
- EMMERLING, C.; KRAUSE, K. & D. SCHRÖDER (1997): Regenwürmer als Bioindikatoren für Schwermetallbelastungen von Böden unter Freilandbedingungen. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 160. S. 33-39. Weinheim: VCH.
- ENGELHARDT, C.; KRÜGER, A.; KARRASCH, B. & M. BABOROWSKI (2000): Bilanzierung des Rückhaltevermögens von regulierten Überschwemmungsflächen im Unteren Odertal. In: FRIESE, K.; WITTER, B.;

- MIEHLICH, G. & M. RODE (2000): Stoffhaushalt von Auenökosystemen – Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen, S. 347-357. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
- ERNST, W.H.O.; KNOLLE, F.; KRATZ, S. & E. Schnug (2004): Aspects of ecotoxicology of heavy metals in the Harz region – a guided excursion. *Landbauforschung Völkenrode* 2/2004 (54). S. 53-71.
- ESTRADE, N.; CARIGNAN, J. & O.F.X. DONARD (2011): Tracing and quantifying anthropogenic mercury sources in soils of northern France using isotopic signatures. *Environmental Science & Technology*, 45. S. 1235-1242. ACS Publications.
- FAASCH, H.; BÖHMERT, A.; NIELSEN, R. & B. OUAN (2001): Gewässergütebericht Innerste 2000. NLWK-Schriftenreihe Band 2. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz [Hrsg.]. Braunschweig, Göttingen, Hildesheim.
- FELDWISCH, N.; MÜLLER, I. & B. MARSCHNER (2004): Immobilisierung von Schadstoffen – ein neuer Weg der Gefahrenabwehr bei flächenhaften schädlichen Bodenveränderungen für den Wirkungspfad Boden-Nutzpflanze?. *Zeitschrift Bodenschutz*, 4/04. S. 124-131. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- FELDWISCH, N. (2006): Gefahrenbeurteilung von Schadstoffbelastungen auf Grünland. *Zeitschrift Bodenschutz*, 2/06. S. 39-43. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- FIEDLER, H.J. (2001): Böden und Bodenfunktionen – in Ökosystemen, Landschaften und Ballungsgebieten. Renningen: Expert Verlag.
- FILIPINSKI, M. & M. GRUPPE (1990): Verteilungsmuster lithogener, pedogener und anthropogener Schwermetalle in Böden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 153. S. 69-73. Weinheim: VCH.
- FINKE, J. (2003): Das Innerstetal – Überschwemmungen – Deichbauten und Flussbegradigungen. In: HOFMEISTER, H. (2003): Naturraum Innerstetal: Natur und Landschaft im Landkreis Hildesheim. Mitteilungen der Paul-Feindt-Stiftung. Band 4. S. 24-26. Hildesheim: Gerstenberg.
- FINKE, J. (2006): Die Regulierung und Instandsetzung der Innerste zur NS-Zeit. *Hildesheimer Jahrbuch – für Stadt und Stift Hildesheim*. Band 78. S. 129-148. Hildesheim: Verlag LAX.
- FLEIGE, H.; GÄBLER, E.; HINDEL, R. & E. PLUQUET (1999): Schwermetallbelastete Böden im nördlichen Harzvorland – Von der Quelle bis zur Senke. Mitteilungen der deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Exkursionsführer, Band 90. S. 469-473. Hannover.
- FLÖCKHER, A. (1962): Die Innerste – Ihr Verlauf und ihre Veränderungen im Stadtbereich Hildesheim im Laufe der Jahrhunderte. *Alt-Hildesheim – Eine Zeitschrift für Stadt und Stift Hildesheim*, Heft 33. S. 1-16. Hildesheim.
- FORTMANN, H.; GUNREBEN, M.; KLEEFISCH, B.; MEESENBURG, H.; MEIWES, K.J.; MERKEL, D.; SCHNEIDER, J. & K. SEVERIN (2007): Bodenqualitätskonzept Niedersachsen. Teil 2: Schwermetalle, organische Belastungen und Säurebildner. *Geo-Berichte* 7. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie [Hrsg.]. Hannover.
- FRANKE, C. & H. NEUMEISTER (2000): Räumliche Verteilungsmuster von pH-Werten und Schwermetallen in den Auen der mittleren Elbe; Institut für Geographie, Universität Leipzig. In: FRIESE, K.; WITTER, B.; MIEHLICH, G. & M. RODE (2000): Stoffhaushalt von Auenökosystemen – Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen, S. 55-64. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
- FREY, W. & R. LÖSCH (2004): Lehrbuch der Geobotanik – Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit. 2. Auflage. München: Elsevier.
- GÄBLER, H.-E. & SCHNEIDER, J. (2000): Assessment of heavy-metal contamination of floodplain soils due to mining and mineral processing in the Harz Mountains, Germany. *Environmental Geology*, 39. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
- GASSNER, E. & M. HEUGEL (2010): Das neue Naturschutzrecht – BNatSchG-Novelle 2010, Eingriffsregelung, Rechtsschutz. München: C.H. Beck.
- GATTERER, C.W.J. (1786): Anleitung den Harz und andere Bergwerke mit Nutzen zu bereisen. 2. Teil. Göttingen: Vandenhoeck.
- GEBAUER, H. (1919) Ein Innersteregulierungsplan vor 100 Jahren. In: *Zeitschrift des historischen Vereins für Niedersachsen* 84. H. 3/4, S. 241-255.

- GEBHARDT, H.; GRÜN, R. & F. PUSCH (1988): Zur Anreicherung von Schwermetallen in Böden und Kulturpflanzen durch praktische Klärschlammdüngung. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 151. S. 307-310. Weinheim: VCH.
- GEBHARDT, H.; GLASER, R.; RADTKE, U. & P. REUBER [Hrsg.] (2011): Geographie – Physische Geographie und Humangeographie. 2. Auflage. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- GEEBELEN, W.; SAPPIN-DIDIER, V.; RUTTENS, A.; CARLEER, R.; YPERMAN, J.; BONGUE-BOMA, K.; MENCH, M.; VAN DER LELIE, N. & J. VANGRONSVELD (2006): Evaluation of cyclonic ash, commercial Na-silicates, lime and phosphoric acid for metal immobilization purposes in contaminated soils in Flanders (Belgium). Environmental Pollution, 144. S. 32-39.
- GEILER, H.; ASCHENBRENNER, F.; DENGEL, H.S.; DONSACH, A.; OSTERMANN, R.; KNOBLICH, K. & W. MAURER (1997): Räumliche Variabilität und Verteilung von Schwermetallen in den Böden einer 1 km² großen Modellfläche im Siegerland. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 160. S. 603-612. Weinheim: VCH.
- GERDES, E. (2001): Qualitative anorganische Analyse. 2. Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
- GISI, U.; SCHENKER, R.; SCHULIN, R.; STADELMANN, F.X. & H. STICHER (1997): Bodenökologie. 2. Auflage. Stuttgart, New York: Thieme Verlag.
- GLÄSSER, R. (1994): Das Klima des Harzes. Hamburg: Kovač.
- GLASER, R.; GEBHARDT, H. & W. SCHENK (2007): Geographie Deutschlands. Darmstadt: WBG.
- GLAWION, R.; GLASER, R.; SAURER, H.; GAEDE, M. & M. WEILER (2012): Physische Geographie. Das Geographische Seminar. DUTTMANN, R.; GLAWION, R.; POPP, H.; SCHNEIDER-SLIWA, R. & A. SIEGMUND [Hrsg.]. Braunschweig: Westermann.
- GÖTZE, C. (2010): Detektion von Schwermetallkontaminationen in den Elb- und Muldeauen mittels Parametrisierung des spektralen Verhaltens der Vegetation. Dissertation. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Halle (Saale).
- GRISCHEK, T.; MACHELEIDT, W. & W. NESTLER (2000): Hydrochemische Erfassung des Stoffaustausches zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser in der Torgauer Elbaue. In: FRIESE, K.; WITTER, B.; MIEHLICH, G. & M. RODE (2000): Stoffhaushalt von Auenökosystemen – Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen, S. 119-126. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
- GRUNEWALD, K. (1994): Großräumige Bodenuntersuchungen auf Rieselfeldern südlich Berlin. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 157. S. 125-130. Weinheim: VCH.
- GRUNEWALD, K. (1997): Großräumige Bodenkontaminationen – Wirkungsgefüge Erkundungsmethoden und Lösungsansätze. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
- GRUPE, M. & H. KUNTZE (1988): Zur Ermittlung der Schwermetallverfügbarkeit lithogen und anthropogen belasteter Standorte. 1. Cd und Cu. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 151. S. 319-324. Weinheim: VCH.
- HAAG, R.; MARSCHNER, B. & I. MÜLLER (2007): Schadstoffe im Boden festsetzen – Damit der Salat nicht so schwer im Magen liegt. Geowissenschaften Rubin 2/2007. S. 13-19. Fakultät für Geowissenschaften der Ruhr-Universität Bochum [Hrsg.]. Augsburg: VMM.
- HARM, U. (2007): Bodenanalyse und Düngung im Zierpflanzenbau. Neustadter Heft. DLR Rheinpfalz [Hrsg.]. Neustadt a.d. Weinstraße.
- HARRES, H.-P. & M. SAUERWEIN (1994): Nichtparametrische Verfahren als "saubere" Statistik - Dargestellt am Beispiel von Schwermetallbelastungen auf Südsardinien. Geoökodynamik, Band 15, S. 133-150. Bensheim.
- HARTGE, K.H. & R. HORN (2009): Die physikalische Untersuchung von Böden – Praxis, Methoden, Auswertung. 4. Auflage. Stuttgart: Schweizerbart.
- HARTUNG, J.; ELPELT, B. & KLÖSENER, K.-H. (2005): Statistik – Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik. 14. Auflage. München: Oldenburg Wissenschaftsverlag.
- HARZWASSERWERKE GMBH (2010): Die Innerstetsperre in Zahlen. URL: <<http://www.harzwasserwerke.de/index2.html?innerstetsp.html~haupt>> Zugriff: 26.07.2010.
- HAUPTMEYER, C.-H. (1992): Bergbau und Hüttenwesen im Harz während des Mittelalters. In: KAUFHOLD, K.H. [Hrsg.] (1992): Bergbau und Hüttenwesen im und am Harz. Hannover: Hahn.
- HEM, J.D. (1985): Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. US Geological Survey, Water Supply Paper 2254, 3.Auflage. Washington D.C..

- HENDL, M. (2002): Klima – Das Klima der deutschen Mittelgebirgsschwelle. In: LIEDTKE, M. & J. MARCINEK [Hrsg.] (2002): Physische Geographie Deutschlands. 3. Auflage. Gotha: Perthes Verlag.
- HERMS, U. & G. BRÜMMER (1984): Einflussgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 147. S. 400-424. Weinheim: VCH.
- HEUNISCH, C.; CASPERS, G.; ELBRACHT, J.; LANGER, A.; RÖHLING, H.-G.; SCHWARZ, C. & H. STREIF (2007): Erdgeschichte von Niedersachsen – Geologie und Landschaftsentwicklung. GeoBerichte 6. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) [Hrsg.]. Hannover.
- HILDEBRANDT, L.H. (1997): Schwermetallbelastungen durch den historischen Bergbau im Raum Wiesloch. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg [Hrsg.]. Handbuch Boden – Materialien zum Bodenschutz, 7. Mannheim.
- HILDENBRAND, E.; TURIAN, G.; HEINRICHSMEIER, K.; MAYER, E.; MONN, L. & R. ZIEGLER (1996): Bodenprobennahme und Bewertung von Bodenkontaminationen. Kontakt & Studium, Band 507. Renningen-Malmsheim: Expert-Verlag.
- HILLER, D.A. (1996): Ökologische Standorteigenschaften urban-industriell überformter Böden des Brücktorviertels in Oberhausen (Ruhrgebiet). Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 159. S. 241-249. Weinheim: VCH.
- HILLER, D.A. & G.W. BRÜMMER (1995): Mikrosondenuntersuchungen an unterschiedlich stark mit Schwermetallen belasteten Böden – 1. Methodische Grundlagen und Elementanalysen an pedogenen Oxiden. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 158. S. 147-156. Weinheim: VCH.
- HILLER, D.A. & G.W. BRÜMMER (1997): Mikrosondenuntersuchungen an unterschiedlich stark mit Schwermetallen belasteten Böden – 2. Gehalte an Schwermetallen und anderen Elementen in Huminstoffaggregationen, Streustoffen und Holzkohlepartikeln. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 160. S. 47-55. Weinheim: VCH.
- HÖHN, A.; HIEROLD, W.; PRIETZSCH, C. & G. SCHALITZ (2000): Schwermetallverteilung in Auenböden des Nationalparks Unteres Odertal. In: FRIESE, K.; WITTER, B.; MIEHLICH, G. & M. RODE (2000): Stoffhaushalt von Auenökosystemen – Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen, S. 359-368. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
- HOFMANN, H. (1995): Harz und Hochharz – Deutsche Nationalparke. Werl i.W.: VEBU-Verlag.
- HORNBURG, V. & G.W. BRÜMMER (1993): Verhalten von Schwermetallen in Böden – Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 156. S. 467-477. Weinheim: VCH.
- HORNBURG, V.; WELP, G. & G.W. BRÜMMER (1995): Verhalten von Schwermetallen in Böden – 2. Extraktion mobiler Schwermetalle mittels CaCl_2 und NH_4NO_3 . Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 158. S. 137-145. Weinheim: VCH.
- HORNIG, U.; KRAUSE, C. & G. SBIESCHNI (1991): Die Ermittlung von Schwermetallkontaminanten in städtischen Kanalisationsnetzen durch Anwendung der Sielhautanalytik. Acta hydrochemica et hydrobiologica, 19/3. S. 285-293. Weinheim: Wiley-VCH Verlag.
- HUND-RINKE, K. & W. KÖRDEL (2012): Ansätze zur Bewertung der Verfügbarkeit von Schadstoffen im nachsorgenden Bodenschutz. Teil 3: Verfügbarkeit/Bioverfügbarkeit von Schadstoffen für Pflanzen und Bodenorganismen. Zeitschrift Bodenschutz, 4/12. S. 113-119. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- KAPPAS, M.; MENZ, G.; RICHTER, M. & U. TRETER (2003): Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland – Klima, Pflanzen- und Tierwelt. Leibniz-Institut für Länderkunde [Hrsg.]. Berlin: Spektrum.
- KAUFMANN-BOLL, C.; SCHILLI, C.; NEITE, H.; LEISNER-SAABER, J.; LAZAR, S. & J. RINKLEBE (2010): Bewertungskarten für überschwemmungsbedingte Bodenbelastungen. Zeitschrift Bodenschutz, 4/10. S. 109-112. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- KERSTEN, M.; BIGALKE, M.; WILCKE, W.; GEORG, B. & H. HINTELMANN (2011): Herkunftsnachweis von anthropogenen Schwermetallbelastungen in Böden durch Isotopenanalytik. Zeitschrift Bodenschutz, 4/11. S. 114-117. Berlin: Erich Schmidt Verlag.

- KLEY, C. (1999): Zur In-situ-Dekontamination schwermetallkontaminierter Böden mit Kohlensäure und integrierter Metallrückgewinnung mittels Ionenaustauscher. Dissertation. Universität Fridericiana Karlsruhe.
- KNOLLE, F. (1997): Der Nordharz – Schwermetallbelastung und Grundwassernutzung. Exkursion 19. In: KNOLLE, F.; OESTERREICH, B.; SCHULZ, R. & V. WREDE (1997): Der Harz – Geologische Exkursionen. S. 202-209. Gotha: Justus Perthes Verlag.
- KNOLLE, F. (2009): Mining heritage in Germany – Bergbauinduzierte Schwermetallkontaminationen und Bodenplanung in der Harzregion. Freiburger Forschungshefte, C 523 Geowissenschaften. S. 79-84. Sustainable Mining and Environment – a German – Latin American Perspective. Breitkreuz, C. & C. Drebenstedt [Hrsg.]. Bergakademie Freiberg.
- KNOLLE, F.; ERNST, W.H.O.; DIERSCHKE, H.; BECKER, T.; KISON, H.-U.; KRATZ, S. & E. SCHNUG (2011): Schwermetallvegetation, Bergbau und Hüttenwesen im westlichen Geopark Harz – eine ökotoxikologische Exkursion. Braunschweiger Naturkundliche Schriften. Band 10. Heft 1. S. 1-44.
- KROLL, W. (2003): Das Innerstetal – Erdgeschichte im Innerstetal. In: HOFMEISTER, H. (2003): Naturraum Innerstetal: Natur und Landschaft im Landkreis Hildesheim. Mitteilungen der Paul-Feindt-Stiftung. Band 4. S. 21-23. Hildesheim: Gerstenberg.
- KROLL, W. (2005): Böden der Bördelandschaft. In: HOFMEISTER, H. (2003): Hildesheimer und Kalenberger Börde: Natur und Landschaft im Landkreis Hildesheim. Mitteilungen der Paul-Feindt-Stiftung. Band 5. S. 17-18. Hildesheim: Gerstenberg.
- KRÜGER, F.J. (1993): Geologie und Paläontologie: Niedersachsen zwischen Harz und Heide – Vom Mittelgebirge bis in die Norddeutsche Tiefebene. Bindlach: Gondrom Verlag.
- KUDJELKA, A.; WEINKE, H.H.; WEBER, L. & W. PUNZ (2002): Pflanzenverfügbarkeit und Mobilität von Schwermetallen in Blei-Zink-Bergwerkshalden des Grazer Paläozoikums. Joannea – Geologie und Paläontologie, 4. S. 91-110. Graz.
- KUNTZE, H. & U. HERMS (1986): Bedeutung geogener und pedogener Faktoren für die weitere Belastung der Böden mit Schwermetallen. Naturwissenschaften, 73. S. 195-204. Berlin: Springer-Verlag.
- KUNTZE, H.; ROESCHMANN, G. & G. SCHWERDTFEGER (1994): Bodenkunde. 5. Auflage. Stuttgart: Ulmer.
- LÄNDER ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (LABO) (1998): Hintergrundwerte für organische und anorganische Stoffe in Böden. In: SCHNEIDER, J. (1999): Schwermetalle in Böden Niedersachsens. Arbeitshefte Boden, Heft 1999/2, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung [Hrsg.]. Hannover.
- LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG) (2013): Geologische Übersichtskarte 1:500.000. NIBIS Kartenserver – Niedersächsisches Bodeninformationssystem. Geozentrum Hannover. URL: <http://www.lbeg.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=608&article_id=814&_psmand=4> Zugriff: 20.02.2013.
- LANDESVERMESSUNG UND GEOBASISINFORMATION NIEDERSACHSEN [LGN] (2005): Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung. Digitale Kartenblätter der Topographischen Karte 1:25.000. Kartenblätter: 3724 Pattensen, 3725 Sarstedt, 3825 Hildesheim, 3826 Schellerten, 3827 Lebenstedt West, 3926 Bad Salzdetfurth, 3927 Ringelheim, 3928 Salzgitter-Bad, 4027 Lutter am Barenberge, 4028 Goslar. Hannover.
- LANDKREIS HILDESHEIM (2008): Verordnung des „Bodenplanungsgebietes Innersteaue im Landkreis Hildesheim“ (BPG-VO). Amtsblatt des Landkreises Hildesheim vom 30.06.2008.
- LANDKREIS GOSLAR (2011): Verordnung des „Bodenplanungsgebietes Harz im Landkreis Goslar“ (BPG-VO). Amtsblatt des Landkreises Goslar. Neufassung vom 31.03.2011.
- LANG, F. (2011): Stoffdatenblatt Blei. In: LITZ, N.; WILCKE, W. & B.-M. WILKE (2011): Bodengefährdende Stoffe: Bewertung, Stoffdaten, Ökotoxikologie, Sanierung. Loseblattausgabe, Stand: 2011. Weinheim: Wiley-VCH.
- LAZAR, S.; KAUFMANN, C.; KNAPPE, F. & S. SCHMIDT (2009): Anreicherungen von Schadstoffen in Böden – Ergebnisse der Bilanzierung von Schadstoffein- und -austrägen. Zeitschrift Bodenschutz, 3/09. S. 86-90. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- LESER, H. (2009): Geomorphologie. Das Geographische Seminar. DUTTMANN, R.; GLAWION, R.; POPP, H. & R. SCHNEIDER-SLIWA [Hrsg.]. Braunschweig: Westermann.

- LESER, H. [Hrsg.] (2010): Wörterbuch Allgemeine Geographie. 14. Auflage. München: DTV.
- LEWANDOWSKI, P.; BURGHARDT, W. & P. ILNICKI (1998): Schwermetalle in Oberböden des Warthetals unter städtischem Einfluss. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 161. S. 303-308. Weinheim: VCH.
- LIEDTKE, M. & J. MARCINEK (2002): Das Norddeutsche Tiefland. In: LIEDTKE, M. & J. MARCINEK [Hrsg.] (2002): Physische Geographie Deutschlands. 3. Auflage. Gotha: Perthes Verlag.
- LISSMANN, W. (2010): Historischer Bergbau im Harz – Kurzführer. 3. Auflage. Heidelberg: Springer Verlag.
- LOBE, I.; WILCKE, W.; KOBŽA, J. & ZECH, W. (1998): Heavy metal contamination of soils in northern Slovakia. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 161. S. 541-546. Weinheim: VCH.
- LOZÁN, J.L. & H. KAUSCH (1998): Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. 2. Auflage. Berlin: Parey.
- LÜTTGE, U.; KLUGE, M. & G. BAUER (2005): Botanik. 5. Auflage. Weinheim: Wiley-VCH.
- MAKOWSKY, L. & H. MEUSER (2011): Schwermetallfreisetzung bei Stadtböden aus technogenen Substraten mittels Elution von Bodensäulen im Dynamischen Batchversuch. Zeitschrift Bodenschutz, 1/11. S. 12-17. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- MALBURG-GRAF, B. (2006): Berechnung von regionalen Schwermetalleinträgen in der Landwirtschaft. Zeitschrift Bodenschutz, 1/06. S. 15-20. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- MARCOTULLIO, P.J. (2011): Urban soils. In: DOUGLAS, I.; GOODE, D.; HOUCK, M.C. & R. WANG (2011): The Routledge Handbook of urban ecology. New York: Routledge, Taylor & Francis Group.
- MARSCHNER, B.; MÜLLER, I.; STOLZ, R. & I. STEPELMANN (2010): Immobilisierung von Schwermetallen in Gartenböden. Zeitschrift Bodenschutz, 2/10. S. 34-41. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- MARTINEZ-MARTINEZ, S.; FAZ CANO, A.; GEROLD, G.; ACOSTA, J.A. & R. ORTIZ (2010): Risk assessment in soils developed on metamorphic and igneous rocks using heavy metal sequential extraction procedure. In: ZDRULI, P.; PAGLIAI, M.; KAPUR, S. & A. FAZ CANO (2010): Land Degradation and Desertification – Assessment, Mitigation and Remediation. S. 569-580. Heidelberg, London, New York: Springer Verlag.
- MAYER, R. (1978): Adsorptionsisothermen als Regelgrößen beim Transport von Schwermetallen in Böden. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 141. S. 11-28. Weinheim: VCH.
- MEURER, M. (1997): Stadtökologie – Eine historische, aktuelle und zukünftige Perspektive. Geographische Rundschau, 49. Heft 10. Braunschweig: Westermann.
- MEUSER, H. (2010): Contaminated urban soils. Environmental pollution, Volume 18. Heidelberg, New York: Springer Verlag.
- MEYER, G.F.W. (1822): Beiträge zur chorographischen Kenntnis des Flussgebietes der Innerste in den Fürstentümern Grubenhagen und Hildesheim mit besonderer Rücksicht auf die Veränderung, die durch diesen Strom in der Beschaffenheit des Bodens und in der Vegetation bewirkt worden sind. Göttingen.
- MIEHLICH, G. (2000): Eigenschaften, Genese und Funktionen von Böden in Auen Mitteleuropas; Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg. In: FRIESE, K.; WITTER, B.; MIEHLICH, G. & M. RODE (2000): Stoffhaushalt von Auenökosystemen – Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen, S. 3-17. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
- MOHR, K. (1982): Harzvorland – Westlicher Teil. Sammlung Geologischer Führer, Band 70. Berlin, Stuttgart: Gebr. Bornträger.
- MOHR, K. (1993): Geologie und Minerallagerstätten des Harzes. 2. Auflage. Stuttgart: Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- MONSE, M. & R. SCHMIDT (2000): Schwermetallbelastung in Tieflandauen Brandenburgs. Fachhochschule Eberswalde. In: FRIESE, K.; WITTER, B.; MIEHLICH, G. & M. RODE (2000): Stoffhaushalt von Auenökosystemen – Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen, S. 369-378. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
- MOSELEY, C. & W. STICKAN (2011): Klimaänderungssignal "2m-Temperatur" im Jahresmittel, Sommer und Winter. In: Klimafolgenforschung in Niedersachsen (2013): Klimaszenarien mit dem RE-

- MO-Modell und stochastischen Modellen. URL: <[http:// kliff-niedersachsen.devweb5-test.gwdg.de/?page_id=2988](http://kliff-niedersachsen.devweb5-test.gwdg.de/?page_id=2988)> Zugriff: 06.03.2013.
- MOSELEY, C. & W. STICKAN (2011): Klimaänderungssignal "Niederschlag" im Jahresmittel, Sommer und Winter. In: Klimafolgenforschung in Niedersachsen (2013): Klimaszenarien mit dem REMO-Modell und stochastischen Modellen. URL: <[http:// kliff-niedersachsen.devweb5-test.gwdg.de/?page_id=2988](http://kliff-niedersachsen.devweb5-test.gwdg.de/?page_id=2988)> Zugriff: 06.03.2013.
- MÜHLNICKEL, R.; SÄNGERLAUB, G. & H. GEBHARDT (1989): Schwermetallanreicherung in den Böden des Abwasserbehandlungsgebietes Braunschweig. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 152. S. 93-97. Weinheim: VCH.
- NEHLER, H. (2010): Die Innerste: Ansichten und Geschichte einer Flusslandschaft. Hildesheimer Beiträge zur Kulturgeschichte. Band 3. Hildesheim: Gerstenberg.
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATUR-SCHUTZ (NLWKN) (2007): Höchster Wasserstand an der Innerste seit 55 Jahren. URL: <http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=7903&article_id=42927&_psmand=26> Zugriff: 10.02.2013.
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATUR-SCHUTZ (NLWKN) (2008): Verordnung über das Naturschutzgebiet „Mittleres Innerstetal mit Kanstein“ in den Städten Langelsheim und Goslar, der Gemeinde Liebenburg und der Samtgemeinde Lutter am Barenberge, Landkreis Goslar, der Stadt Salzgitter, der Samtgemeinde Baddeckenstedt, Landkreis Wolfenbüttel, der Stadt Bad Salzdetfurth und der Gemeinde Holle, Landkreis Hildesheim.
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATUR-SCHUTZ (NLWKN) (2008a): Verordnung über das Naturschutzgebiet „Mastberg und Innersteaue“ in der Stadt Hildesheim, Landkreis Hildesheim.
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATUR-SCHUTZ (NLWKN) (2010): Prüfberichte. Proben 5953/2010-6062/2010. Hildesheim.
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATUR-SCHUTZ (NLWKN) (2012): Hochwasservorbeugung: Überschwemmungsgebiete gesichert – Pressemitteilung. URL: <<http://www.nlwkn.niedersachsen.de/aktuelles/pressemitteilungen/110908.html>> Zugriff: 11.02.2013.
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATUR-SCHUTZ (NLWKN) (2013): Den Flüssen mehr Platz in ihrer natürlichen Flussaue einräumen. URL: http://www.nlwkn.niedersachsen.de/hochwasser_kuestenschutz/hochwasserschutz/ueberschwemmungsgebiete/44736.html Zugriff: 11.02.2013.
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESVERWALTUNGSAMT – LANDESVERMESSUNG [Hrsg.] Königlich Preußische Landesaufnahme (1896): Erstausgabe der Topographischen Karte 1:25.000 (Messtischblatt), Blatt 3725 Sarstedt. Herausgegeben 1898. Hannover.
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND KLIMASCHUTZ (NMU) (2013): Niedersächsische Umweltkarten – Überschwemmungsgebiete. URL: <http://www.umweltkarten-niedersachsen.de/GlobalNetFX_Umweltkarten/> Zugriff: 15.02.2013.
- OESTERREICH, B.; SCHULZ, R. & V. WREDE (1997): Geologie. In: KNOLLE, F.; OESTERREICH, B.; SCHULZ, R. & V. WREDE (1997): Der Harz – Geologische Exkursionen. S. 12-17. Gotha: Justus Perthes Verlag.
- RASKIN, R. (2003): Sind Schwermetallfluren regenerierbar? – Erste Ergebnisse einer Erfolgskontrolle im Raum Stollberg. LÖBF-Mitteilungen 3/03. S. 18-22. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, Nordrhein-Westfalen. Recklinghausen: BMV.
- REGIERUNGSBEZIRK HILDESHEIM (1974): Verordnung über das Naturschutzgebiet „Haseder Busch“ in der Gemarkung Hasede, Klein Giesen und Hildesheim.
- ROTHER, P. (2005): Die Geologie Deutschlands: 48 Landschaften im Portrait. Darmstadt: Wiss. Buchgesellschaft.
- SACHS, L. & J. HEDDERICH (2006): Angewandte Statistik. 12. Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
- SAUERWEIN, M. (1997): Zum Geoökologischen Inventar und zur Schwermetallbelastung urbaner Freiflächen am Beispiel von Oberböden in Großneubaugebieten in Halle (Saale). Geoökodynamik, Band 18, S. 133-164. Bensheim.

- SAUERWEIN, M. (1998): Geoökologische Bewertung urbaner Böden am Beispiel von Großsiedlungen in Halle und Leipzig – Kriterien zur Ableitung von Boden-Umweltstandards für Schwermetalle und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe. UFZ-Bericht Nr. 19/1998. Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH.
- SAUERWEIN, M. (2011): Urban soils – characterization, pollution and relevance in urban ecosystems. In: NIEMELÄ, J. (2011): Urban ecology – patterns, processes and applications. New York: Oxford University Press.
- SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (2010): Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- SCHLICHTING, E. & A.M. ELGALA (1975): Schwermetallverteilung und Tongehalte in Böden. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 6. S. 563-571. Weinheim: VCH.
- SCHNEIDER, J. (1999): Schwermetalle in Böden Niedersachsens. Arbeitshefte Boden, Heft 1999/2, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung [Hrsg.]. Hannover.
- SCHRADER, E. (1970): Die Landschaften Niedersachsens – Bau, Bild und Deutung der Landschaft. 4. Auflage. Niedersächsisches Landesverwaltungsamt – Landesvermessung [Hrsg.]. Neumünster: Wachholtz Verlag.
- SCHUBERT, S. (2006): Pflanzenernährung. Stuttgart: Ulmer.
- SCHULTE, A. & W.E.H. BLUM (1997): Schwermetalle in Waldökosystemen. In: MATSCHULLAT, J.; TOSCHALL, J.J. & H.-J. VOIGT [Hrsg.] (1997): Geochemie und Umwelt – Relevante Prozesse in Atmo-, Peto- und Hydrosphäre. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
- SCHULZ, R. (1997): Bergbau. In: KNOLLE, F.; OESTERREICH, B.; SCHULZ, R. & V. WREDE (1997): Der Harz – Geologische Exkursionen. S. 28-29. Gotha: Justus Perthes Verlag.
- SELCK, J. (2005): Hildesheimer und Kalenberger Börde – Landschaft und Klima. In: HOFMEISTER, H. (2005): Hildesheimer und Kalenberger Börde: Natur und Landschaft im Landkreis Hildesheim. Mitteilungen der Paul-Feindt-Stiftung. Band 5. S. 9-16. Hildesheim: Gerstenberg.
- SIELAFF, K. (2005): Quantitative Untersuchung und Bewertung der Belastung von Bodenprofilen mittels multivariat-statistischer Methoden und Hasse-Diagramm-Technik. Dissertation. Friedrich-Schiller-Universität Jena.
- SMITH, T.M. & R.L. SMITH (2009): Ökologie. 6. Auflage. München: Pearson.
- SPATZ, P. (2007): Untersuchung zur Schwermetallbelastung der Böden des Kappler Tals infolge des historischen Bergbaus. Belastungskarte und Gefährdungsabschätzung. Freiburg.
- SPONAGEL, H.; GROTTENTHALER, W.; HARTMANN, K.-J.; HARTWICH, R.; JANETZKO, P.; JOISTEN, H.; KÜHN, D.; SABEL, K.-J. & R. TRIDL [AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN] (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Staatlicher Geologischer Dienst und Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) [Hrsg.], Hannover. 5. Auflage. Stuttgart: Schweizerbart.
- STADT HILDESHEIM (2006): Schwermetallbelastungen an der Innerste. Informationsblatt. Hildesheim.
- STADT HILDESHEIM (2008): Verordnung des „Bodenplanungsgebietes Innerste in der Stadt Hildesheim“ (BPG-VO). Amtsblatt der Stadt Hildesheim vom 16.07.2008.
- STAHR, K.; KANDELER, E.; HERRMANN, L. & T. STRECK (2012): Bodenkunde und Standortlehre. 2. Auflage. Stuttgart: Ulmer.
- STEFFEN, D. (1993): Die Belastung der niedersächsischen Fließgewässer mit Schwermetallen und organischen Problemstoffen – Sedimentuntersuchungen im Zeitraum von 1986-1992. Hannover.
- STEINWEG, B. & M. KERTH (2010): Schadstoffgehalte in Stadtböden ländlich geprägter Klein- und Mittelstädte im Kreis Lippe (Nordrhein-Westfalen). Zeitschrift Bodenschutz, 3/10. S. 64-67. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- STÜCKRAD, S. & W. WILCKE (2011): Stoffdatenblatt Chrom. In: LITZ, N.; WILCKE, W. & B.-M. WILKE (2011): Bodengefährdende Stoffe: Bewertung, Stoffdaten, Ökotoxikologie, Sanierung. Loseblattausgabe, Stand: 2011. Weinheim: Wiley-VCH.
- TÜRK, T. (2005): Abschließende Bodenuntersuchungen zur Auensediment-Problematik der Innerste im Stadtgebiet Hildesheim als Grundlage zur Schaffung eines Bodenplanungsgebietes nach §4 Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Projekt-Nr.: 14166. Gutachterbüro Dr. Pelzer und Partner. Hildesheim.

- UNTERSTEINER, H. (2007): Statistik – Datenauswertung mit Excel und SPSS für Naturwissenschaftler und Mediziner. 2. Auflage. Wien: Facultas Verlag.
- VAN DER PERK, M. (2006): Soil and Water Contamination – from molecular to catchment scale. London: Taylor & Francis Group.
- VON BOETTICHER, M. (2007): Herrschaft und mittelalterliche Montanindustrie – Der Bergbau in Böhmen, Erzgebirge und Harz und seine Wechselbeziehungen. Vorträge auf der Tagung der Historischen Kommission für Niedersachsen und Bremen in Clausthal-Zellerfeld vom 11.-13. Mai 2007. Begrenzte Ressourcen – Der Umgang mit Rohstoffen und Energie im Mittelalter und in der Neuzeit. S. 1-14.
- VON RODER, H. & K. WITTSCHIEBER (1998): Klärwerk Hildesheim. Stadt Hildesheim [Hrsg.]. Mering: Weka Verlagsgesellschaft.
- WALSER, H. (2011): Statistik für Naturwissenschaftler. Bern: Haupt.
- WALTER, R. (1992): Geologie von Mitteleuropa. Begründet von P. Dorn. 5. Auflage. Stuttgart: Schweizerbart.
- WANO SCHWARZPULVER GMBH [Hrsg.] (2005): Drei Jahrhunderte Schwarzpulverproduktion in Kunigunde – Geschichte der „Eisenhütte Kunigunde“. Liebenburg.
- WEBER, U. (2003): Das Innerstetal – Flusslandschaft im Hildesheimer Raum. In: Hofmeister, H. (2003): Naturraum Innerstetal: Natur und Landschaft im Landkreis Hildesheim. Mitteilungen der Paul-Feindt-Stiftung. Band 4. S. 15-20. Hildesheim: Gerstenberg.
- WELP, G.; LIEBE, F.; HELFRICH, H.-P. & G.W. BRÜMMER (1997): Anorganische Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. 1. Möglichkeiten der Auswertung mehrmodaler Häufigkeitsverteilungen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 85, I, S. 393-396.
- WELP, G. (2011): Stoffdatenblatt Cadmium. In: LITZ, N.; WILCKE, W. & B.-M. WILKE (2011): Bodengefährdende Stoffe: Bewertung, Stoffdaten, Ökotoxikologie, Sanierung. Loseblattausgabe, Stand: 2011. Weinheim: Wiley-VCH.
- WESSOLEK, G. & M. RENGGER (1998): Bodenwasser- und Grundwasserhaushalt. In: SUKOPP, H. & R. WITTIG [Hrsg.] (1998): Stadtökologie. 2. Auflage. Stuttgart: G. Fischer.
- WIECHMANN, H. (2000): Die bodensystematische Kennzeichnung von Auenböden; Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg. In: FRIESE, K.; WITTER, B.; MIEHLICH, G. & M. RODE (2000): Stoffhaushalt von Auenökosystemen – Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen, S. 19-25. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
- WIEGAND, C. (2005): Spurensuche in Niedersachsen – Historische Kulturlandschaften entdecken. 2. Auflage. Niedersächsischer Heimatbund [Hrsg.]. Hannover: Schlütersche Verlagsgesellschaft.
- WILCKE, W.; KRAUSS, M. & J. KOBŽA (2005): Concentrations and forms of heavy metals in Slovak soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Sciences, 168. S. 676-686. Weinheim: Wiley-VCH.
- WILCKE, W. (2011): Stoffdatenblatt Nickel. In: LITZ, N.; WILCKE, W. & B.-M. WILKE (2011): Bodengefährdende Stoffe: Bewertung, Stoffdaten, Ökotoxikologie, Sanierung. Loseblattausgabe, Stand: 2011. Weinheim: Wiley-VCH.
- WILCKE, W. (2011A): Stoffdatenblatt Zink. In: LITZ, N.; WILCKE, W. & B.-M. WILKE (2011): Bodengefährdende Stoffe: Bewertung, Stoffdaten, Ökotoxikologie, Sanierung. Loseblattausgabe, Stand: 2011. Weinheim: Wiley-VCH.
- WILKE, B.-M. (2011): Stoffdatenblatt Kupfer. In: LITZ, N.; WILCKE, W. & B.-M. WILKE (2011): Bodengefährdende Stoffe: Bewertung, Stoffdaten, Ökotoxikologie, Sanierung. Loseblattausgabe, Stand: 2011. Weinheim: Wiley-VCH.
- WINDE, F. (2000): Der hochwassergebundene Schwermetalltransport als Ursache der Bodenkontamination in der Saaleaue bei Halle. Institut für Geographie, Friedrich-Schiller-Universität Jena. In: FRIESE, K.; WITTER, B.; MIEHLICH, G. & M. RODE (2000): Stoffhaushalt von Auenökosystemen – Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen, S. 237-246. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag.
- WITTWER, R. & H. MANTWILL (2000): Seen und Teiche im Harz. Harzwasserwerke [Hrsg.]. Hildesheim: Georg Olms Verlag.

- ZACHARIAS, D. (2003): Naturschutzgebiet „Haseder Busch“. In: HOFMEISTER, H. (2003): Naturraum Innerstetal: Natur und Landschaft im Landkreis Hildesheim. Mitteilungen der Paul-Feindt-Stiftung. Band 4. S. 179-184. Hildesheim: Gerstenberg.
- ZEIEN, H. (1995): Chemische Extraktion zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, Band 17. Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität in Bonn.
- ZEIEN, H. & G.W. BRÜMMER (1991): Ermittlung der Mobilität und Bindungsformen von Schwermetallen in Böden mittels sequentieller Extraktionen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 59. S. 505-510.
- ZEPP, H. (2002): Geomorphologie – Eine Einführung. Paderborn: Schöningh.
- ZEVENBERG, C.; CASHMAN, A.; EVELPIDOU, N.; PASCHE, E.; GARVIN, S. & R. ASHLEY (2011): Urban flood management. London: Taylor & Francis Group.

Anhang (CD)

- Anhang A.1 - Transekte
- Anhang A.2 - Bodenprofile/Profildaten
- Anhang A.3 - Analyseergebnisse: pedologische Grundparameter
- Anhang A.4 - Analyseergebnisse: Schwermetallgesamtgehalte und Nährstoffgehalte
- Anhang A.5 - Tiefenverteilung der Schwermetall- und Nährstoffgehalte
- Anhang A.6a - Analyseergebnisse: Korngrößenanteile
- Anhang A.6b - Analyseergebnisse: Korngröße (Diagrammdarstellung)
- Anhang A.7 - Korrelationsergebnisse: pflanzenverfügbare Schwermetallgehalte

Hildesheimer Geographische Studien

Band 1 (2013)

Lars Germershausen

Auswirkungen der Landnutzung auf den Schwermetall- und Nährstoffhaushalt in der Innersteue zwischen Langelsheim und Ruthe

Band 2 (2013)

Robin Stadtmann, Christine Jung-Dahlke & Martin Sauerwein

Entwicklung einer Geodatenbank mittels GIS und Erdas Imagine für den Nationalpark Asinara (Sardinien)

Hannah Graen & Martin Sauerwein

Auswertung landwirtschaftlicher Kalender aus der Hildesheimer Börde zur Analyse lokaler Klimaveränderungen und deren Auswirkungen auf Vegetation und Landwirtschaft

Kristin Gawert & Sabine Panzer-Krause

Der demographische Wandel und seine Auswirkungen im Ortsteil Barsinghausen-Bantorf in der Region Hannover

Sabine Panzer-Krause

Innerstädtischer Einzelhandel und Konsum in Hildesheim. Ergebnisse der Datenerhebung 2013